Comune di
Gualdo Cattaneo

Ministero dell'Ambiente
e della Tutela del Territorio

Biomonitoraggio Ambientale con api e licheni nel Comune di Gualdo Cattaneo

Ricerca di tredici inquinanti nell'area della Centrale Elettrica

Eco Tech S.r.l.
Engineering & Servizi Ambientali

COMUNE DI GUALDO CATTANEO

Sindaco: **Ing. Gianfranco Giancarlini**

COORDINAMENTO DEL PROGETTO

ECO TECH Engineering e Servizi Ambientali Srl

AUTORI DELLA RICERCA

Laboratorio di Ricerca **Eco Tech Srl**

Sessione Api: **dott. Nicola Palmieri**

Sessione Licheni: **dott.ssa Valentina Fioretto**

SUPERVISIONE SCIENTIFICA

Dott. Claudio Porrini

Università di Bologna

LABORATORIO DI ANALISI

Dott. Paolo Fonti

Istituto di Ricerca: C.S.A. (Centro Studi Ambientali) di Rimini.

In copertina:

Apis mellifera su *Rubus ulmifolius* (a sinistra)

Xanthoria parietina su *Populus nigra* (a destra)

Comune di Gualdo Cattaneo (in basso)

Il Sindaco del Comune di Gualdo Cattaneo ringrazia

il Dott. Aldo Casentino Direttore Generale del Servizio Conservazione Natura

del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio

INDICE

PREMESSA ……..……..…. 1

PREFAZIONE ……..……..…. 2

1 - INTRODUZIONE ……..……..…. 3

2 - BIOMONITORAGGIO E INDICATORI BIOLOGICI ……...…. 5

2.1 - LE API ……..…… 6

2.2 - I LICHENI ……...…. 7

3 - OBBIETTIVI E FINALITA' ……..…… 10

4 - LA RICERCA ……..…… 11

4.1 - SESSIONE API ……..…… 11

4.2 - ALLUMINIO (AL) ……..…… 13

4.2.1 - INTRODUZIONE ……...…….. 13

4.2.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE ……..……. 13

4.2.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO ……..…. 14

4.2.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO ……..……. 15

4.2.5 - BIOACCUMULO ……..……. 19

4.2.6 - ALIMENTI E BEVANDE ……..……. 20

4.2.7 - TOSSICOLOGIA ……..……. 21

4.2.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE ……... 22

4.2.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA …… 23

4.3 - ARSENICO (AS) ……..….. 24

4.3.1 - INTRODUZIONE ……..…….. 24

4.3.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE …… 25

4.3.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO ……..……..…… 25

4.3.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO …… 27

4.3.5 - BIOACCUMULO ……..…... 30

4.3.6 - ALIMENTI E BEVANDE ……..…..……..……... 32

4.3.7 - TOSSICOLOGIA ……..……... 33

4.3.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE ……..… 34

4.3.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA ……..…… 35

4.4 - BERILLIO (BE) …… 35

4.4.1 - INTRODUZIONE …… 35

4.4.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE …… 36

4.4.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO …… 36
4.4.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO …… 37
4.4.5 - BIOACCUMULO ……..... 39
4.4.6 - ALIMENTI E BEVANDE …… 40
4.4.7 - TOSSICOLOGIA …… 40
4.4.8 - VALUTAZIONE DEL RICHIO AMBIENTALE …… 42
4.4.9 - VALUTAZIONE DEL RICHIO PER LA SALUTE UMANA ……. 42
4.5 - CADMIO (CD) …… 43
4.5.1 - INTRODUZIONE …… 43
4.5.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE …… 44
4.5.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO …… 44
4.5.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO …… 45
4.5.5 - BIOACCUMULO ……..…….. 47
4.5.6 - ALIMENTI E BEVANDE …… 49
4.5.7 - TOSSICOLOGIA …… 49
4.5.8 - VALUTAZIONE DEL RICHIO AMBIENTALE …… 51
4.5.9 - VALUTAZIONE DEL RICHIO PER LA SALUTE UMANA ……. 51
4.6 - CROMO (CR) …… 52
4.6.1 - INTRODUZIONE …… 52
4.6.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE ……..… 52
4.6.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO ……..… 53
4.6.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO ……..… 53
4.6.5 - BIOACCUMULO ……..... 56
4.6.6 - ALIMENTI E BEVANDE ……. 57
4.6.7 - TOSSICOLOGIA ……... 58
4.6.8 - VALUTAZIONE DEL RICHIO AMBIENTALE …… 59
4.6.9 - VALUTAZIONE DEL RICHIO PER LA SALUTE UMANA …… 59
4.7 - MERCURIO (Hg) ……...… 59
4.7.1 - INTRODUZIONE ……...…… 59
4.7.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE …… 60
4.7.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO …… 60
4.7.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO …… 62
4.7.5 - BIOACCUMULO ……..…….. 64
4.7.6 - ALIMENTI E BEVANDE ……..……..…… 66

4.7.7 - TOSSICOLOGIA …….. 66
4.7.8 - VALUTAZIONE DEL RICHIO AMBIENTALE ……..…… 67
4.7.9 - VALUTAZIONE DEL RICHIO PER LA SALUTE UMANA ……..…… 68
4.8 - NICHEL (NI) ……..…… 68
4.8.1 - INTRODUZIONE ……..…… 68
4.8.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE ……..…… 69
4.8.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO ……..…… 69
4.8.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO ……..…… 70
4.8.5 - BIOACCUMULO ……..…… 72
4.8.6 - ALIMENTI E BEVANDE ……..…… 74
4.8.7 - TOSSICOLOGIA ……..……. 75
4.8.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE ……..……. 75
4.8.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA ……..……..... 76
4.9 - PIOMBO (PB) ……..……..… 76
4.9.1 - INTRODUZIONE ……..…. 76
4.9.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE ……..……. 77
4.9.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO ……..……. 77
4.9.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO ……..…… 79
4.9.5 - BIOACCUMULO ……..……... 85
4.9.6 - ALIMENTI E BEVANDE ……..…….. 87
4.9.7 - TOSSICOLOGIA ……..……..… 88
4.9.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE ……..….. 89
4.9.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA ……... 90
4.10 - RAME (Cu) …….. 90
4.10.1 - INTRODUZIONE ……..... 90
4.10.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE ……..……. 91
4.10.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO ……..…… 91
4.10.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO ……..…..… 92
4.10.5 - BIOACCUMULO ……..…….. 94
4.10.6 - ALIMENTI E BEVANDE ……..…..… 95
4.10.7 - TOSSICOLOGIA ……..…..… 95
4.10.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE ……... 96
4.10.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA ……..…. 97
4.11 - TITANIO (TI) ……..…. 97

4.11.1 - INTRODUZIONE 97
4.11.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE 97
4.11.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO 98
4.11.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO 98
4.11.5 - BIOACCUMULO 100
4.11.6 - ALIMENTI E BEVANDE 100
4.11.7 - TOSSICOLOGIA 101
4.11.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE 101
4.11.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA 102
4.12 - VANADIO (V) 102
4.12.1 - INTRODUZIONE 102
4.12.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE 102
4.12.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO 103
4.12.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO 104
4.12.5 -BIOACCUMULO 106
4.12.6 - ALIMENTI E BEVANDE 108
4.12.7 - TOSSICOLOGIA 108
4.12.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE 109
4.12.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA 109
4.13 - ZINCO (ZN) 110
4.13.1 - INTRODUZIONE 110
4.13.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE 110
4.13.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO 110
4.13.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO 111
4.13.5 -BIOACCUMULO 115
4.13.6 - ALIMENTI E BEVANDE 116
4.13.7 - TOSSICOLOGIA 117
4.13.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE 117
4.13.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA 118
4.14 - IDRICARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA) - BENZO[a]PIRENE (BaP) 118
4.14.1 - INTRODUZIONE E CARATTERISTICHE 118
4.14.2 - PRINCIPALI FONTI D'INQUINAMENTO 119
4.14.3 - DISTRIBUZIONE AMBIENTALE 120
4.14.4 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE E PER LA SALUTE UMANA 121

5 - METODOLOGIA (API) …… 122
5.1 - PROCEDURE …… 122
5.2 - ANALISI DI LABORATORIO …… 124
5.3 - FATTORE DI ARRICCHIMENTO (E) …… 125
5.4 - ELABORAZIONE DATI …… 126
6 - RISULTATI …… 128
6.1 - ALLUMINIO (Al) …… 128
6.2 - ARSENICO (As) …… 129
6.3 - BERILLIO (Be) …… 129
6.4 - BENZO[a]PIRENE (BaP) …… 130
6.5 - CADMIO (Cd) …… 130
6.6 - CROMO (Cr) …… 131
6.7 - RAME (Cu) …… 132
6.8 - MERCURIO (Hg) …… 132
6.9 - NICHEL (Ni) …… 133
6.10 - PIOMBO (Pb) …… 134
6.11 - TITANIO (Ti) …… 134
6.12 - VANADIO (V) …… 135
6.13 - ZINCO (Zn) …… 136
6.14 - FATTORE DI ARRICCHIMENTO (E) …… 136
7 - CONCLUSIONI …… 139
8 - RINGRAZIAMENTI …… 146
FIGURE …… 1 - 83
TABELLE …… 3 - 10
TAVOLE …… 1 - 74

SESSIONE LICHENI …… 147
9 - INTRODUZIONE …… 147
10 - RISULTATI …… 150
10.1 - Alluminio (Al) …… 151
10.2 - Arsenico (As) …… 154
10.3 - Berillio (Be) …… 157

10.4 - Cadmio (Cd) …… 160
10.5 - Cromo (Cr) …… 163
10.6 - Rame (Cu) …… 166
10.7 - Mercurio (Hg) …… 169
10.8 - Nichel (Ni) …… 172
10.9 - Piombo (Pb) …… 175
10.10 - Titanio (Ti) …… 178
10.11 - Vanadio (V) …… 181
10.12 - Zinco (Zn) …… 184
11 - Trasformazione dei valori in ppm nella scala naturalità/alterazione …… 189
12 - CONCLUSIONI …… 190
13 - RINGRAZIAMENTI …… 193
14 - BIBLIOGRAFIA …… 194

PREMESSA

Il Comune di Gualdo Cattaneo ha una superficie territoriale di circa 100 Km² a destinazione prevalentemente agricola con una copertura boschiva di circa il 40%.

All'interno di questo territorio sono posti numerosi centri storici di origine medievale collegati da una viabilità, che nella maggior parte dei casi, insiste su una preesistente rete stradale anch'essa di epoca remota.

L'attività prevalente, oggi come in passato, è l'agricoltura che negli ultimi anni ha registrato un significativo incremento grazie soprattutto alle produzioni di qualità (olio, vino, ecc.).

In un territorio come questo che ha quindi nei valori storico - culturali ed ambientali l'intelaiatura portante del proprio sviluppo, è assolutamente prioritario interrogarsi sull'impatto che determinate attività hanno sul territorio stesso.

Questa analisi si colloca appunto come ulteriore approfondimento circa l'impatto che il più importante insediamento industriale presente sul territorio, rappresentato dalla Centrale Termoelettrica dell'Enel, ha sull'ambiente. In un quadro più generale di indagine che ha lo scopo di verificare puntualmente la sostenibilità di determinate scelte.

Questo studio non vuole essere conclusivo ma dovrà rappresentare un primo passo per arrivare ad avere un controllo continuo della qualità ambientale nel nostro comune al fine di tutelare l'ambiente e soprattutto la salute di coloro che in questa realtà vivono e lavorano.

IL SINDACO

Ing. **Gianfranco Giancarlini**

PREFAZIONE

L'inquinamento atmosferico è un problema mondiale e costituisce un fenomeno in continuo sviluppo soprattutto nelle più vaste aree urbane. Negli ultimi decenni si è assistito ad un crescente inquinamento dato dallo sviluppo industriale, dall'utilizzo di fonti di riscaldamento e dall'incremento dell'emissione dei prodotti della combustione.

Sono molte le varianti che determinano l'inquinamento atmosferico, l'aria può divenire inquinata per l'incremento della concentrazione dei suoi vari costituenti di base, oppure per la presenza di nuovi composti.

Oggi l'inquinamento può incidere in varia misura sulla salute della popolazione ed in modo particolare su alcune categorie definibili a rischio come bambini ed anziani o portatori di particolari patologie respiratorie; esso si riflette sulla qualità della vita delle persone ed è per questo che è necessario cercare di tenere sotto controllo tutte le variabili che lo determinano attraverso sistemi di indicazione e di monitoraggio.

Il presente lavoro è uno dei tasselli che appartengono al "Grande Mosaico", dello Sviluppo Sostenibile, che da anni si occupa di queste problematiche.

La nostra speranza, è quella che sempre di più possano essere sviluppate ricerche e metodologie nuove, utili alla salvaguardia dell'Ambiente.

Il Direttore Generale del Servizio Conservazione Natura

Dott. **ALDO COSENTINO**

1 - INTRODUZIONE

L'inquinamento atmosferico prodotto dalle attività umane, nel terzo millennio, ha cominciato ad assumere un peso rilevante nella nostra società. Una volta le emissioni industriali erano sicuramente meno controllate e probabilmente più nocive di quelle attuali, ciò nonostante oggi l'inquinamento ha raggiunto concentrazioni insostenibili. Le motivazioni risiedono nel fatto che la terra nel suo insieme è un ecosistema chiuso, di conseguenza tutto quello che viene liberato al suo interno rimane in circolo anche sotto forme diverse, trasformato, e sicuramente non svanisce nel nulla. Oggi, quindi, i "nuovi" inquinanti immessi vanno a "sommarsi" a tutti quelli prodotti negli anni passati. Ad esempio, le percentuali di piombo presenti nell'atmosfera degli anni 60 erano circa 400 volte superiori a quelle riferite all' 800 a.C. (Murozumi, 1969)[2]. Lascio immaginare quali concentrazioni di piombo abbiamo raggiunto attualmente.

Questa problematica è divenuta evidente specialmente nelle grandi città e nelle grandi aree industriali, dove i cittadini hanno potuto costatare a loro spese lo scadimento della qualità dell'aria respirata, con conseguenze inevitabili sulla qualità della vita e sulla salute pubblica. Più in generale gli effetti dell'inquinamento si ripercuotono sulla salubrità dell'acqua, del suolo e sulla vita delle piante (nostra fonte primaria). L'uomo per vivere ha delle necessità improrogabili: deve respirare, bere, mangiare e spostarsi da luogo a luogo per compiere le proprie attività vitali. In ognuna delle attività descritte l'uomo accumula, passivamente, quantità variabili di contaminanti presenti nell'ambiente; alcune sostanze vengono assorbite dalla pelle, altre respirate, alcune sostanze solubili possono essere ingerite bevendo, altre mangiando, altre ancora assorbite e respirate contemporaneamente.

La concentrazione di un ipotetico inquinante rilevata in una matrice vivente, è il risultato di più concause e molto dipende dalla natura e caratteristiche dell'inquinante indagato ma anche da alcune variabili proprie dell'ambiente circostante, quali: il pH, l'umidità, la temperatura, le radiazioni solari, le circolazioni atmosferiche (ma anche sotterranee e termoaline) e la morfologia del territorio. Gli effetti sinergici tra queste ed altre variabili possono portare a fenomeni di magnificazione biologica, non facilmente ipotizzabili con un'indagine di rilevamento classico dell'aria.

In definitiva, le sostanze inquinanti prima di accumularsi nel nostro corpo percorrono strade tortuose e complicate, interagendo con l'ambiente circostante. In altri casi sfortunatamente

[2] Murozumi nel 1969 in Groenlandia riuscì a datare gli strati successivi di ghiaccio che si erano formati nel tempo, riuscendo a scoprire le diverse concentrazioni di alcuni metalli pesanti depositatisi nei secoli nel ghiaccio.

sostanze immesse nell'ambiente producono, reagendo con esso, metaboliti molto più pericolosi della sostanza immessa; un esempio classico è il DDT (Diclorodifeniltricloetano). Dopo tutte queste considerazioni ci resterà sicuramente molto difficile capire quale parte di una emissione nociva si accumula in un essere vivente.

Ad oggi, i sistemi riconosciuti legalmente e utilizzati per la misurazione dell'inquinamento presente nelle nostre città sono le centraline chimico-fisiche, che presentano alcuni limiti non trascurabili: primo tra tutti non passeggiano come noi tra le strade trafficate ma sono immobili. Le centraline, quindi, non misurano l'inquinamento medio di un'area ma di un "punto" e posizionare una centralina in un posto piuttosto che in un'altro può portarci anche a dei risultati molto diversi tra loro e difficilmente interpretabili. Inoltre va sottolineato l'alto costo di queste apparecchiature elettroniche che richiedono necessariamente l'intervento di personale specializzato. Tutto questo comporta, inevitabilmente, l'utilizzo di un esiguo numero di stazioni anche su vasti territori. Un'altro svantaggio delle postazioni fisse è quello di avvalersi di metodi chimico-fisici che tendono a prendere in esame solo pochi e specifici inquinanti (Pinzauti e Felicioli, 1998).

Quindi, conoscendo le emissioni prodotte da una data industria con l'unico strumento ufficiale a nostra disposizione (le centraline elettroniche), quale percentuale di quella rilevata raggiungerà il mondo vivente e sotto quale forma?

La domanda non ha ancora trovato risposta e nonostante l'alto livello tecnologico raggiunto non sarebbe possibile calcolarlo, perché quello che si deposita e poi si accumula è il risultato di una infinita quantità di combinazioni, reazioni e variabili a noi ancora non del tutto conosciute.

A parziale soluzione di questo quesito ci vengono in aiuto i biondicatori che, essendo essi stessi parte integrante dell'ecosistema, subiscono "come noi" gli apporti nocivi dall'ambiente esterno, accumulando passivamente quelle microparticelle d'inquinamento che sono la risultante di quella complessità di reazioni e variabili prima descritte.

In conclusione, diventa necessario lo strumento del biomonitoraggio ambientale per permetterci di conoscere, in modo più approfondito sia nel tempo che nello spazio, il grado d'inquinamento presente in una determinata area.

2 - BIOMONITORAGGIO E INDICATORI BIOLOGICI

- Introduzione

Sono passati molti anni dalla realizzazione dei primi studi sull'impiego di indicatori ambientali e risalgono a circa metà del XIX sec., (A. Grindon, 1859 e W. Nylander, 1866). Tali studi si riferiscono ai licheni, associazioni simbiontiche tra funghi ed alghe, i quali con la loro graduale scomparsa dai grandi centri urbani e da aree fortemente industrializzate, sono considerati dei buoni indicatori dell'inquinamento atmosferico a bassa concentrazione. Molti altri organismi, sempre in qualità di ecoindicatori, vengono utilizzati per valutare la qualità delle acque superficiali (macroinvertebrati), l'inquinamento atmosferico (piante) e le condizioni di degrado di un biotopo (insetti pronubi selvatici). Ricordiamo il celeberrimo caso della *Biston betularia G.* ed il fenomeno del melanismo industriale verificatosi in Inghilterra alla fine del 1800. Questa farfalla (lepidottero geometrie) mostrava nella popolazione due forme cromatiche diverse: una con ali bianche a puntini neri e l'altra nera a puntini bianchi, assai rara, e battezzata per l'occasione "carbonaria". Con il crescente sviluppo delle industrie carbosiderurgiche, che scaricavano nei boschi limitrofi ingenti quantità di contaminanti, si manifestò un aumento degli individui con ali nere, perché meglio resistevano alla pressione predatoria (uccelli insettivori), essendo dotati di ali omocrome alla corteccia annerita degli alberi inquinati. In tal modo, resta facile intuire che la maggior prevalenza nella popolazione degli individui ad ali bianche era indice di benessere ambientale (Bishop e Cook, 1975).

- Biomonitoraggio

Il biomonitoraggio ha come fine la valutazione degli effetti prodotti dalle modificazioni ambientali sugli organismi viventi e si basa sulla conoscenza dell'ecologia, della fisiologia e dell'etologia di alcuni organismi particolarmente sensibili a diverse forme d'inquinamento.

Tutti gli individui, animali e vegetali, necessitano di continui scambi con il mondo esterno, sia in entrata che in uscita, per svolgere le loro attività vitali. Potenzialmente siamo tutti dei bioindicatori ma alcuni, quali api, licheni, piante, muschi e macro invertebrati acquatici si sono rivelati particolarmente adatti a tale scopo per i seguenti motivi:

sono facilmente identificabili, sono molto sensibili alle variazioni ambientali, sono facilmente campionabili dal punto di vista quantitativo, sono ben conosciuti dal punto di vista ecologico, hanno una distribuzione geografica ampia e continua, hanno una bassa variabilità genetica e bassa adattabilità, possono essere accumulatori spontanei di agenti inquinanti nel loro corpo e/o nei loro prodotti. Inoltre, hanno il vantaggio di descrivere fenomeni in gran parte non esprimibili in termini matematici. Essi infatti vengono definiti come rappresentazioni

sintetiche di realtà complesse, in quanto consentono di tener conto di interazioni sinergiche,e in alcuni casi, di svelare la presenza di sostanze immesse in maniera abusiva nell'ambiente (Celli e Porrini, 1991).

- Differenze tra il rilevamento classico e il biomonitoraggio

L'utilizzo dei bioindicatori per valutare lo stato di salute ambientale ci fornisce un gran numero di informazioni sostanzialmente diverse da quelle rilevate con i metodi classici delle centraline elettroniche. Il complesso delle informazioni ottenute si potrebbero definire complementari e non sostitutive. Il metodo classico con le centraline fisse misura analiticamente in che concentrazione un dato contaminante viene emesso da una ciminiera e con le centraline mobili invece si rileva la sua diluizione con l'aumentare della distanza dalla fonte. Inoltre va sottolineato che il dato ottenuto con il metodo classico è riferito ad un solo "punto" nello spazio e non ad un'area. Il posizionamento di una centralina, nello spazio come anche nel tempo, diventa determinante nel risultato del rilievo.

I bioindicatori, diversamente, ci informano che a seguito dell'emissione in atmosfera di un inquinante, si bioaccumulerà nel loro corpo una data quantità di quel contaminante indagato. L'informazione ottenuta con i bioindicatori è profondamente diversa, anche per il fatto che ciò che si accumula non è solo il risultato di ciò che viene emesso in quel momento ma anche di quello che nel passato si è accumulato nell'ambiente. In conclusione, i bioindicatori possono mostrarci importanti fenomeni, come la magnificazione biologica, che altrimenti non avremmo mai potuto conoscere.

- Stazione integrata

Per sopperire ai "difetti" dei singoli bioindicatori e per aumentarne le loro prerogative, nel presente studio abbiamo integrato i licheni con le api ottenendo risultati molto interessanti. In seguito si auspica una centralina integrata ancora più completa, affiancando ai bioindicatori una centralina elettronica (anche stazione meteorologica) per ricavare dei parametri di confronto ed ottenere dei valori di riferimento ufficiali (limiti di tolleranza).

2.1 - LE API

La scelta delle api, come bioindicatori, è stata determinata da alcune caratteristiche etologiche e morfologiche di questo insetto volante. L'ape, infatti, non è immobile ma si sposta freneticamente da luogo a luogo nel compimento delle proprie attività vitali (comportamento simile a quello umano), e ci permette di ottenere informazioni sullo stato di salute di un'area

di oltre 7 km^2, riuscendo ad accumulare sul proprio corpo la media dei contaminanti presenti nell'ambiente.

L'ape preleva nel territorio circostante l'alveare (1,5 km di raggio), numerose sostanze come nettare, polline, acqua, melata e propoli; inoltre intercetta e veicola, con il suo corpo peloso, le particelle in sospensione atmosferica durante il volo ed, essendo un sensore viaggiante - e questa è veramente una grande prerogativa - fa ritorno all'alveare mettendoci in condizione di individuare eventuali sostanze inquinanti attraverso sia il controllo numerico della popolazione che le analisi chimiche (Celli, 1983). Se consideriamo che in un alveare in buono stato vi sono circa 10.000 bottinatrici e che ognuna visita giornalmente un migliaio di fiori, si può facilmente stimare che una colonia di api effettui 10 milioni di microprelievi ogni giorno, senza considerare il trasporto di acqua che nelle giornate calde può raggiungere anche alcuni litri (Celli e Porrini, 1991).

Il territorio, quindi, è tenuto costantemente sotto controllo da parte dell'ape, che è in grado con molta prontezza di percepire dinamiche di trasformazione in atto negli ambienti da loro frequentati e con altrettanta prontezza sono in grado di segnalarle. Tuttavia esistono alcuni fattori che limitano l'impiego dell'ape per la valutazione dello stato di salute dell'ambiente:

- l'attività di volo dipende da una temperatura di almeno 10 °C, per cui, alle nostre latitudini, non è "utilizzabile" nel periodo invernale;
- le api bottinatrici possono non ritornare all'alveare di origine per mortalità naturale, per deriva (rientrano in un altro alveare) o per mortalità indotta dai pesticidi a cui l'ape mostra un'alta sensibilità.

2.2 - I LICHENI

Per quanto riguarda i licheni, il loro largo utilizzo nella bioindicazione e nel bioaccumulo è dovuto, con buona probabilità, alla estrema praticità d'uso e ad alcune qualità uniche di tali organismi. I licheni non avendo un sistema escretore, riescono ad accumulare nel loro organismo contaminazioni presenti nell'ambiente anche a bassissime concentrazioni. Inoltre i licheni, negli anni, possono accumulare discrete quantità di queste contaminazioni, rendendole visibili anche con le strumentazioni obsolete che venivano utilizzate negli anni passati. Con i metodi di rilevamento classici, non si sarebbero mai potute evidenziare le contaminazioni a bassissime concentrazioni se non con i licheni.

- L'utilizzo dei licheni come bioaccumulatori

In Italia i primi studi sui Licheni come bioaccumulatori, sono stati svolti a partire dagli anni '80 (per es. Bargagli, 1988, 1995, 1998; Nimis *et al.* 1993), con un ritardo di circa dieci anni rispetto ad altri paesi del nord e centro Europa.

Notoriamente un bioaccumulatore è un organismo che riesce, per mezzo di proprie caratteristiche biologiche e fisiologiche, ad assorbire, accumulare e mantenere nel tempo le varie sostanze inquinanti presenti nell'aria. I licheni hanno delle spiccate qualità di bioaccumulatori e questo è dovuto soprattutto alla mancanza di uno strato di cellule epidermiche (fig. 1), la cuticola, presente invece nelle piante superiori e che rappresenta una struttura protettiva impermeabile all'acqua e ai gas.

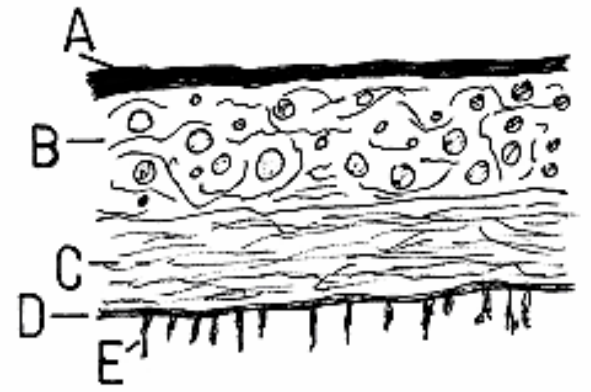


fig. 1 - Un lichene in sezione presenta una struttura a strati: la parte rivolta verso l'ambiente subaereo è il cortex superiore (A), costituito da ife fungine molto addensate. La funzione di questo strato è protettiva agli strati sottostanti. In questa sezione risiedono i pigmenti che conferiscono la colorazione al lichene. Strato algale (B), regione del tallo in cui convivono in simbiosi micobionte, normalmente Ascomicete e fotobionte, alghe eucariote o cianofite. In questo strato avviene la fotosintesi ed i relativi scambi fra fotobionte e micobionte. Lo strato medullare (C), è composto da sole ife fungine ed è un importate sito di accumulo di acqua. Il Cortex inferiore (D), è la parte che rimane a stretto contatto con il substrato, è dotato di una fitta serie di rizine (E), che hanno la funzione di mantenere il tallo ancorato al substrato.

Di conseguenza un lichene si comporta come una spugna e respirando riesce ad assorbire anche gli inquinanti diffusi a bassissime concentrazioni, in quanto la loro attività metabolica non ha limiti temporali; infatti, i talli lichenici attaccati tenacemente alle cortecce degli alberi non conoscono stagionalità e pertanto durante tutto l'arco dell'anno, a prescindere dalle temperature o altre condizioni meteorologiche, presentano un'attività metabolica e di accumulo costanti.

Il biomonitoraggio mediante i licheni non rappresenta una misura strumentale che permette di stabilire in un breve arco di tempo la concentrazione di un inquinante in un volume d'aria, ma in base alle concentrazioni dei metalli in traccia rilevati nei talli, si rilevano i patterns deposizionali a seguito di trasporto dalla sorgente inquinante. Questo trasporto è condizionato

dall'orografia del territorio, dal tipo di molecola considerata, dai molteplici fattori atmosferici, dalla struttura termica dell'atmosfera e dall'altezza delle ciminiere. Questo tipo di indagine, quindi, permette una sicura localizzazione delle sorgenti inquinanti e l'individuazione di aree a rischio, conoscenza utile anche per ricerche di tipo epidemiologico.

Xanthoria parietina

Il lichene scelto per verificare l'accumulo dei metalli pesanti, è *Xanthoria parietina* (fig 2), specie foliosa che normalmente cresce dalle zone rurali alle zone antropizzate, su svariati substrati: cortecce di numerose essenze arboree, roccia, muri in cemento, tegole, mattoni, vetroresina, coperture in eternit. La *Xanthoria parietina* si presenta con un tallo di colore arancione o arancione verdastro da umido, in rosette più o meno regolari di 10-15 cm di diametro. Nelle parti marginali sono visibili lobi disposti in senso radiale, allungati e appiattiti, spesso sovrapposti. Nella regione centrale del tallo sono presenti numerosi corpi fruttiferi con disco arancione ma con tonalità più scura rispetto al tallo.

La scelta sull'utilizzo di *Xanthoria parietina* è dovuta alla sua maggiore diffusione nel territorio rispetto ad altre specie licheniche, permettendo di effettuare un campionamento capillare. Questo lichene è stato ampiamente utilizzato in altri studi di biomonitoraggio, specialmente per quanto riguarda il bioaccumulo (Bargagli *et al.*, 1985, 1997; Gasparo *et al.*, 1989; Nimis *et al.*, 1999). L'utilizzo di un comune lichene negli studi di biomonitoraggio, implica di conseguenza una maggior facilità nella comparazione dei dati con altri studi effettuati (Tretiach & Baruffo, 2001).

fig. 2 - *Xanthoria parietina* su *Olea europaea.*

3 - OBIETTIVI E FINALITÀ

Questo studio ha voluto approfondire la conoscenza sul livello di qualità ambientale presente nell'area circostante la Centrale elettrica a carbone, nel territorio del comune di Gualdo Cattaneo. L'area oggetto d'indagine si estende per circa 50 km^2, intorno e a nord della Centrale Enel di Ponte di Ferro. Tale approfondimento nasce per diversi motivi:

- tutela della qualità ambientale nonchè della salute pubblica
- tutela delle attività agricole nel territorio del comune di Gualdo Cattaneo
- tutela dei marchi DOP e IGP per i prodotti enogastronomici di primissimo piano
- informare i cittadini attraverso la divulgazione dei risultati ottenuti, sullo stato di salute ambientale del territorio di Gualdo Cattaneo.
- rendere il biomonitoraggio uno strumento ufficiale nel controllo dell'inquinamento atmosferico.
- eventuali progetti di risanamento, valorizzazione e tutela ambientale al termine della ricerca.

4 - LA RICERCA

ECOTECH Engineering e Servizi Ambientali nel 2005 ha realizzato il biomonitoraggio ambientale del territorio del Comune di Gualdo Cattaneo. Lo studio scientifico sperimentale, promosso dal Comune di Gualdo Cattaneo e finanziato dal Ministero delle Politiche Ambientali ha come finalità la valutazione dello stato di salute ambientale di quest'area.

La tecnica utilizzata è stata quella del biomonitoraggio integrato tra api e licheni; infatti i licheni pur fornendoci numerose informazioni[3] "puntiformi" e di bioaccumulo annuale si dimostrano complementari alle api concedendoci quelle informazioni che altrimenti dalle api non avremmo potuto ottenere nell'arco dell'intera stagione.

4.1 - SESSIONE API

Le stazioni di monitoraggio con api, individuate per questo studio nel 2005, sono state 5 (fig. 81). Quattro stazioni sono state dislocate intorno alla Centrale elettrica mentre la stazione "testimone", ovvero quella ipotizzata "incontaminata" è stata ubicata più lontano dal sito indagato. Le prime 4 sono state utilizzate per capire l'impatto dell'inquinamento prodotto dalla Centrale Enel (fig. 84) sul territorio immediatamente circostante; la quinta o stazione "testimone", è stata impiegata come valido termine di confronto tra questa stazione naturale (individuata a Piancardato) e quelle più contaminate.

Fig. 84 - Centrale elettrica Enel

Le stazioni che danno indicazioni sulle concentrazioni degli inquinanti prodotti dalle attività della Centrale a carbone sono:

[3] Per il fatto che le stazioni dei licheni sono 20 e ben 12 i contaminanti studiati

Gualdo Cattaneo, Case Bacci, Bastardo e Marcellano.

L'impianto industriale della Centrale elettrica è ubicato a circa 1,5 km a Ovest di Gualdo Cattaneo, circondato da rilievi collinari a Ovest e Sud, mentre a Nord i rilievi si fanno più marcati (fig. 81). L'impianto si trova ad una altitudine di 260m (s.l.m.) lungo la stretta Valle del Puglia, aperta diagonalmente a Nord/Ovest e a Sud/Est. La stazione più vicina all'impianto ed esposta a contaminazioni è Gualdo Cattaneo.

Per ottenere una visione globale del livello di contaminazione presente e dei diversi e possibili inquinanti rilevabili a seguito della specifica attività industriale, le sostanze chimiche e i metalli ricercati sono stati:

Alluminio (Al), Arsenico (As), Benzo[a]Pirene (BaP), Berillio (Be), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Rame (Cu), Mercurio (Hg), Nichel (Ni), Piombo (Pb), Titanio (Ti), Vanadio (V) e Zinco (Zn);

Di seguito sono riportate molte informazioni ottenute principalmente da una revisione dell'ANPA (Agenzia Nazionale Protezione Ambientale) relativa a molte sostanze inorganiche, alla loro diffusione in ambienti naturali e contaminati e alla loro concentrazione presente in molti esseri viventi, vegetali ed animali, compreso l'uomo. Queste informazioni sono state integrate con elementi di tossicologia derivanti da precedenti lavori di epidemiologia. Per le numerose integrazioni riportate si faranno riferimenti bibliografici.

4.2 - ALLUMINIO (AL)

4.2.1 - INTRODUZIONE

Per anni si è pensato che l'Alluminio (Al) fosse uno tra i metalli meno tossici. Visto il suo largo impiego, sia come costituente di utensili da cucina che come materiale da imballaggio, non è mai stato considerato rischioso per la salute umana. Tuttavia gli effetti dell'Alluminio sui sistemi biologici erano conosciuti da molto tempo prima dell'isolamento dell'elemento in forma metallica che avvenne nel 1825 da parte di Oersted (Kauffman and Adams, 1990).

Le prime indagini sistematiche sulla tossicità dell'Al furono intraprese da Siem nel 1886 il quale concluse che "l'organo critico" nell'avvelenamento da Alluminio, in seguito ad una iniezione sottocutanea, era il cervello. Successivamente Scherp e Church (1937) confermarono la scoperta di Siem sulla tossicità dei composti di Alluminio nei confronti del sistema nervoso centrale e Alfrey *et al.* (1976) evidenziarono un accumulo di Al nel cervello di pazienti in cui erano insorti segni di encefalopatia dopo esser stati sottoposti a dialisi per lungo tempo.

Gli effetti tossici dell'Alluminio non sono solo legati al suo utilizzo come antiacido, ma agli accumuli che si stabiliscono nelle ossa e ai problemi neurologici di pazienti con insufficienza renale cronica che vengono sottoposti alla terapia di emodialisi. Una più recente preoccupazione a proposito della potenzialità tossica dell'Alluminio è legata al suo rapporto con la malattia di Alzheimer per la sua aumentata biodisponibilità, a seguito del cambiamento di PH delle acque e del suolo causato dalle piogge acide (Goyer, 2000).

Nonostante l'evidente prova circostanziale che avvalora l'Alluminio come possibile neurotossico, scarsa attenzione è stata diretta alla ricerca dei meccanismi dell'azione tossica di questo elemento, che è tuttora considerato "atossico".

4.2.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE

L'Alluminio è l'elemento chimico di simbolo Al, numero atomico 13 e di peso atomico 26,98. E' un metallo bianco, buon conduttore di calore e di elettricità. Fonde alla temperatura di 659,7° C e bolle a 2.057° C.

L'affinità dell'Al per l'ossigeno è tale che esso si ricopre rapidamente di una patina protettiva di ossido di Alluminio (Al_2O_3), che ne impedisce un'ulteriore corrosione. Per ciò che concerne le caratteristiche chimiche dell'elemento, l'Al^{3+}, come altri cationi, può essere idrossilato a formare complessi stabili o metastabili e precipitare come idrossido.

4.2.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

Fonti principali dell'elemento in tracce nell'aria includono le polveri aerodisperse, gli spray marini, le emissioni vulcaniche, gli incendi di boschi. In particolar modo le emissioni di origine naturale contribuiscono maggiormente rispetto a quelle antropogeniche alla diffusione ambientale dell'Alluminio (Tab. 1).

TAB. 1 - ORIGINI NATURALI DELLE EMISSIONI AERIFORMI DELL'ALLUMINIO

ORIGINE	FLUSSI (G X 10^9/ANNO)
Polveri continentali	35.650
Polveri vulcaniche	13.275
Gas vulcanici	0,84

(Dall'Aglio e Fornaseri, 1986)

Da alcune indagini ambientali è stato osservato che le concentrazioni di Al nell'aria a livello globale si aggirano intorno allo 0,025 $\mu g/m^3$, per lo più in seguito all'azione degli agenti atmosferici sul materiale della crosta terrestre costituito in gran parte da silicati d'Alluminio (Sorenson *et al.,* 1974).

- Suolo

L'Alluminio è un metallo con proprietà di semimetallo che non si trova libero in natura e che, dopo l'ossigeno ed il silicio, è l'elemento più abbondante della litosfera, dove è concentrato specialmente nella parte superficiale ed esplica un comportamento tipicamente ossigenofilo (7,5% della crosta terrestre). E' presente in quantità considerevole nelle rocce di origine magmatica entrando nella composizione di plagioclasi, alcuni anfiboli e pirosseni e nelle miche. Sintomo di forti quantità di Alluminio è la presenza del corindone, minerale che si origina da magmi in cui questo elemento prevale sia sul calcio sia sui metalli alcalini oppure da zone magmatiche periferiche che abbiano inglobato lembi di rocce tipicamente alluminifere, come ad esempio argille e scisti. L'Alluminio si ricava principalmente dalla bauxite, ma di recente si è tentato di ottenerlo anche da altri minerali come l'andalusite e la leucite, mentre la criolite viene unicamente usata come fondente nella produzione del metallo a partire dall'allumina ottenuta dalle bauxiti. Spesso l'Alluminio che deriva dai fenomeni di alterazione dei feldspati e di altri silicati alluminiferi reagisce con la silice formando i cosiddetti "minerali argillosi", ovvero degli allumosilicati idrati in cui l'Alluminio è spesso

sostituito da Fe^{3+} o Mg^{2+} oltre che da alcuni metalli alcalini o alcalino terrosi. Enorme è l'importanza geochimica dei minerali delle argille nei rapporti tra vegetazione e suolo, permettendo agli apparati radicali delle piante di trarre acqua dal terreno anche in periodi di prolungata siccità.

- Acqua

La concentrazione media di Al nell'acqua oceanica è 0,01 mg/l, in quella di mare è 0,01 mg/l e nelle acque dolci superficiali è < 1 mg/l.

I cloruri e i solfuri di Alluminio sono poco solubili in acqua, ma vengono facilmente idrolizzati dall'acqua e quindi trasformati in idrossido di Alluminio.

Tuttavia le concentrazioni di Al disciolto dipendono dal pH e dal contenuto di acidi umici nell'acqua. A livelli di pH inferiori a 5,5 le concentrazioni di Al sono più elevate ed aumentano al decrescere del pH (Tab. 2).

TAB. 2 - CONCENTRAZIONI DI AL (MG/L) NEI SISTEMI ACQUATICI

Acque oceaniche	0,005 - 0,01
Acque sotterranee (pH neutro)	< 0,1
Acque sotterranee (pH 5,5)	0,2 - 1,7
Acque sotterranee (pH <4,0)	> 40
Acque superficiali (pH neutro)	0,004 - 0,1
Acque superficiali (pH <4,0)	0,35

(Brusewitz, 1984)

4.2.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

L'Alluminio si ricava dalla bauxite, contenente almeno il 50% di Al_2O_3, da cui si ottiene l'ossido purificato anidro o allumina (Al_2O_3). La produzione mondiale di bauxite è di 102.680.000 t/anno, mentre quella in Italia, che nel 1969 era di 228.000 t, continua a scendere e, nel 1995, è stata di 11.200 t/anno: i giacimenti ancora attivi sono in Abruzzo, in Puglia (Spinazzola, Poggiardo) e in Sardegna (Olmedo).

La produzione mondiale di Alluminio di 1ª fusione è di 15.780.000 t/anno. In Italia l'industria metallurgica è in via di sviluppo: dalle 74.000 t di Alluminio in pani prodotte nel 1959, il nostro Paese è passato alle 271.200 t del 1980. Nel 1996 sono state prodotte 192.833 t.

- Usi

L'Alluminio viene impiegato principalmente nei seguenti settori produttivi:

Imballaggio di alimenti, elettrotecnica (conduttori elettrici), correttivi del terreno (solfato di Alluminio), industria conciaria (solfato di Alluminio; allume potassico), pigmenti ("oltremare": silicato di sodio e Alluminio + silicio, zolfo e carbonio; "blu cobalto": alluminato di cobalto; "ocre": argilla + ossidi e idrossidi di ferro), mordenti (sali di Alluminio), industria vetraria (ossido di Alluminio), gemmologia (corindone), industria ceramica (caolino), laterizi (argilla), cementifici (cemento alluminoso), leghe da oreficeria ("oro bianco": Au/Al/Ni, Au/Al/Pl), amalgame con mercurio, leghe leggere (edilizia, aeronautica, costruzioni navali, imballaggio di alimenti) come Al/Cu, Al/Cu/Si, Zn/Al/Cu, Zn/Al.

TAB. 3 - PRODUZIONE DELLE OFFICINE METALLURGICHE E MINERALURGICHE

NATURA DEI PRODOTTI	NUMERO DELLE OFFICINE	QUANTITÀ (T)
Alluminio di prima fusione	5	224.185
Metallo di recupero	11	14.891
Leghe di recupero	11	51.588
Allumina	2	570.250
Corindone artificiale	1	14.581

Ministero dell'Industria, del Commercio e dell'Artigianato - Direzione Generale delle Miniere - Corpo delle Miniere. *Relazione sul servizio minerario e statistica delle industrie estrattive in Italia nell'anno 1985.* n° 107, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 1990.

Distribuzione ambientale

- Aria

L'allumino è considerato uno dei maggiori costituenti delle polveri aerodisperse (Schroeder, 1970), provenendo oltre che da fonti naturali (Tab. 1) anche da diverse attività antropogeniche quali la combustione di combustibili fossili, la produzione di cementi e di ceramiche, ecc. (Tab. 4).

TAB. 4 - ORIGINI ANTROPOGENICHE DELLE EMISSIONI AERIFORMI DELL'AL

ORIGINE	FLUSSI (G X 10^9/ANNO)
Particolato industriale	4.000
Combustibili fossili	3.200
Emissioni antropiche totali	7.200

(Dall'Aglio e Fornaseri, 1986)

Differenze sostanziali di Al si osservano nell'atmosfera tra aree rurali, città e zone industrializzate degli USA (Tab. 5). Nelle aree rurali solitamente le concentrazioni di Al

nell'aria variano tra 0,005 e 0,032 μg/m^3. Nelle aree urbane invece le concentrazioni oscillano tra 0,27 e 0,39 μg/m^3, mentre in aree_industrializzate i valori di Al presenti nell'atmosfera (0,48 - 67,73 μg/m^3) sono considerevolmente più elevati (Sorenson *et al.,* 1974).

Non vi sono significative differenze tra le concentrazioni riscontrabili in aree rurali e quelle urbane, mentre si osservano variazioni notevoli confrontando i valori di aree rurali con quelli registrati in aree industrializzate.

Tuttavia una ricerca condotta recentemente in diverse aree urbane del Regno Unito ha evidenziato una riduzione significativa di tale elemento nell'aria di molte città avvenuta in questi ultimi 20 anni, dovuta per lo più ad emissioni di particolato da impianti industriali (Lee *et al.,* 1994).

TAB. 5 - CONCENTRAZIONI DI ALLUMINIO NELL'ARIA

AREE CONSIDERATE	CONCENTRAZIONE (μG/M^3)
Aree remote	0,001 - 0,005
Zone rurali (lontane da città)	0,090 - 0,18
Zone rurali (vicine a città)	0,250 - 0,36
Aree urbane	0,400 - 0,65
Aree industrializzate	2,340 - 67,73

(Sorenson *et al.,* 1974)

Le principali sorgenti antropogeniche che causano livelli elevati di Al nell'aria sono costituite prevalentemente dalle attività di estrazione e di impiego di minerali di Al specie nel settore edile e dalla combustione di carbone e derivati del petrolio (Tab. 6).

TAB. 6 - LE PRINCIPALI FONTI DI AL IN AREE ANTROPIZZATE

FONTE	CONCENTRAZIONI MEDIE (NG/M^3)
Produzione di solfati	37
Combustione di carbone e derivati del petrolio	64
Produzione ferro ed acciaio	36
Produzione titanio	21
Settore edile	106
Emissioni da mezzi di trasporto	19
Altre	16

(Koutrakis and Spengler, 1987)

- Suolo

Livelli estremamente elevati di Al sono stati riscontrati in suoli (79 - 317 mg/g), per lo più a

causa dell'aumentata acidità del terreno che può determinare la lisciviazione di esso dal suolo, aumentandone così i livelli nell'acqua di superficie e sotterranea (Sorenson, 1974). Infatti le piogge acide solubilizzano una quantità significativa di metallo a partire dal suolo cui consegue un incremento della concentrazione dell'elemento nei laghi e nei corsi d'acqua, con possibili effetti nocivi sia per la flora che per la fauna (Bressa, 1986; Miller and Andelman, 1986).

Ricerche condotte in Germania sul livello di Al nell'acqua del suolo a diverse profondità hanno evidenziato differenti concentrazioni tra suoli di boschi di conifere e di faggi (Tab. 7). In particolar modo le concentrazioni di Al nel suolo di conifere, essendo più acido, sono più elevate rispetto a quelle che si riscontrano nei suoli di boschi di faggio (Ulrich et aL, 1979).

TAB. 7 - CONCENTRAZIONI DI AL (MG/L) IN ACQUA DEL SUOLO DI BOSCHI DI FAGGI

PROFONDITÀ (CM)	CONIFERE	FAGGIO
10	3,0	1,5
30	6,0	1,7
40	5,0	1,8

(Ulrich *et al.,* 1979)

- Acqua

Le acque naturali contengono generalmente quantità inferiori a 30 µg/l di Alluminio, ma possono raggiungere tenori elevati, anche di 1.000 µg/l (Sollars *et al.,* 1989). L'Alluminio è pure presente nelle acque potabilizzate, poiché viene aggiunto sotto forma di polialluminio cloruro (PAC) nei trattamento primario di potabilizzazione. Tuttavia nei nostro Paese viene impiegato a tale scopo prevalentemente solfato di ferro e quindi solo in alcuni acquedotti si possono presentare tassi elevati di Al (Tab. 8).

D'altro canto un incremento di Al nelle acque sia superficiali che profonde si è verificato in questi ultimi decenni, a causa del fenomeno delle "piogge acide"per cui vengono solubilizzate quantità anche significative dell'elemento presente in abbondanza nei suoli e nei sedimenti (Bressa, 1986).

TAB. 8 - CONCENTRAZIONI MEDIE DI AL IN ALCUNE ACQUE DESTINATE AD USO POTABILE IN ITALIA

CITTÀ	SORGENTE	AL(MG/L)	PH
Roma	Fiume	0,062	8,9
Genova	Fiume	0,015	7,8
	Riserva	0,022	7,8
	Riserva	0,088	7,6
Torino	Fiume Po	0,150	7,6
	,,	0,005	7,6
	,,	0,010	7,5
	,,	0,010	7,3
Firenze	Fiume	0,090	7,5

(Sollars *et al.,* 1989)

4.2.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

L'Alluminio come elemento non ha molta importanza per gli organismi, anche se è noto che le piante ne contengono più degli animali.

La concentrazione nelle piante può variare, oltre che in relazione alla specie, anche al contenuto di sali di Al nel suolo e all'acidità del terreno. Terreni a pH 5 o ad un valore inferiore favoriscono la solubilizzazione dell'elemento, facilitandone l'assorbimento (Bressa, 1986). Sembrerebbe che l'Al influisca su alcune specie di piante stimolandone la crescita (Woolhouse, 1983).

- Animali

Dati sul contenuto di Al in tessuti o organi di animali non sono concordanti, tuttavia il livello del metallo è solitamente 50 - 100 volte inferiore negli animali rispetto ai vegetali. Inoltre sembra che l'Al non abbia alcuna funzione biologica negli animali (Venugopal and Luckey, 1975).

- Uomo

L'Al viene assorbito a livello del tratto gastrointestinale in quantità oscillante tra i 5 e i 50 mg a seconda del tipo di dieta. Perl e Good (1987) hanno dimostrato che l'Alluminio può essere assorbito tramite la via respiratoria ed olfattiva.

L'acidità gastrica solubilizza i sali che normalmente a pH fisiologico sono insolubili, aumentandone l'assorbimento. Come risaputo, i livelli di Al nei tessuti non diminuiscono con l'età, ma si nota un particolare accumulo nel tessuto cerebrale (Crapper *et al.* 1976).

Nel feto e nel bambino di tredici mesi il contenuto di Al nella materia grigia cerebrale si aggira intorno agli 0,69 μg/g peso secco. Invece, nella fascia d'età compresa tra i 50 e 65 anni, i cervelli non colpiti da degenerazione neurofibrillare hanno un contenuto medio di 1,9 ± 0,7 μg/g peso secco, come indicato da Alfrey *et al.* (1976), mentre la variazione è notevole (Edwardson *et al.,* 1991) nella malattia di Alzheimer (Tab. 9).

TAB. 9 - CONTENUTO DI AL IN ORGANI E TESSUTI IN UN SOGGETTO NORMALE

ORGANO O TESSUTO	CONCENTRAZIONE (MG/KG)
Fegato	0,67
Polmone	12,00
Rene	0,27
Cuore	0,21
Capelli	4,65
Laringe	0,46
Aorta	0,47
Sangue	0,34
Ossa	2,10
Cervello	0,24
Intestino	0,52

(Snyder *et al.,* 1975)

4.2.6 - ALIMENTI E BEVANDE

I livelli di Al negli alimenti e bevande differiscono considerevolmente. E' stato infatti calcolato che la quantità assunta con la dieta può variare da 3 a 160 mg nell'arco di una giornata. Ad esempio uno studio ha evidenziato un' assunzione giornaliera di circa 6,7 mg distribuiti come segue: cereali 1,7 mg; pesce 0,03 mg; carne 0,70 mg; latticini 0,88 mg; vegetali 1,4 mg; altri 2,0 mg (Elinder and Brusewitz, 1982).

E' stato inoltre accertato che nella maggior parte dei cibi conservati o cucinati in recipienti di Alluminio si ha un accumulo (Tab. 10 e 11) di una certa quantità di questo elemento (Prescott, 1989; WHO, 1989).

TAB. 10 - CONCENTRAZIONE DI AL PRESENTE IN ALCUNI ALIMENTI NON CONTAMINATI

ALIMENTO	MG/KG
Carni e salumi	1 - 10
Pesce e crostacei	1 - 2
Uova	0,5 - 0,8
Birra	0,5
Vino e alcolici	1 - 7
Cereali	0,5 - 0,9
Lattuga	5 - 15
Cipolle	40 - 45

(Cerutti, 1989)

TAB. 11 - CONCENTRAZIONI MEDIE DI AL RISCONTRATE IN CAMPIONI DI BEVANDE GASSATE CONSERVATE IN CONTENITORI DI ALLUMINIO

BEVANDE	VALORI MEDI DI AL (MG/L)
Limonata	0,15
Coca Cola	0,40
Aranciata	0,20
Chinotto	0,35
Acqua tonica	0,20

(Fonseca e Jirillo, 1989)

4.2.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

L'esposizione ad alte concentrazioni di polvere d'Alluminio può causare gravi insufficienze ventilatorie con quadri radio-logici di reticolazione e nodulazione, apicale (fibrosi polmonare, enfisema bolloso, pneumotorace), costituendo la cosiddetta "malattia di Shaver".

L'intossicazione acuta è assai rara, poichè sono state adottate misure preventive e protettive nei luoghi di lavoro (Lauwerys, 1994), mentre più facilmente si possono verificare intossicazioni croniche dovute sia al consumo di farmaci antiacidi contenenti Al che all'assunzione di acqua potabile avente concentrazioni elevate di Al.

- Intossicazione cronica

Nell'intossicazione cronica si instaura una progressiva encefalopatia con un' istopatologia descritta come "degenerazione tossica" McLaughlin *et al.* (1962) hanno dimostrato l'esistenza dell'associazione di fibrosi polmonare con encefalopatia dovuta ad inalazione di polveri d'Alluminio e riportarono il caso di un operaio che, dopo tredici anni di esposizione a polveri d'Alluminio, presentava un progressivo deterioramento mentale con afasia, disartria,

convulsioni e tremori articolari; dopo la morte, nel suo cervello la concentrazione di Al risultò circa 20 volte maggiore rispetto alla media normale. Crapper *et al.* (1973; 1976) indicarono l'Al come possibile citotossico nei meccanismi associati alla degenerazione neurofibrillare nella demenza senile e presenile di tipo Alzheimer, e Alfrey *et al.* (1976) evidenziarono un accumulo di Al nel cervello di pazienti in cui erano insorti segni di encefalopatia dopo esser stati sottoposti a dialisi per lungo tempo. Sia nella malattia di Alzheimer che nell' encefalopatia indotta da Al, il metallo si accumula all'interno del nucleo cellulare. In particolare Crapper *et al.* (1979) separarono la cromatina da nuclei isolati di cervello affetto da malattia di Alzheimer ed evidenziarono un incremento statisticamente significativo in Al nella cromatina, comparandolo al titolo in Al nei controlli di uguale età.

Da studi sperimentali e da indagini epidemiologiche sembrerebbe che l'esposizione cronica all'Alluminio attraverso la dieta sia associata con la sindrome di Alzheimer e ad una forma di sclerosi rilevata tra la popolazione della penisola di Kii in Giappone. Sembra, secondo diversi ricercatori, che solamente dosi maggiori ad 1g/giorno possano causare problemi alla salute (WHO, 1996).

E' stato quindi stabilito che le quantità di Alluminio assunte con la dieta, in particolar modo con l'acqua potabile, o presenti naturalmente in alcuni prodotti alimentari (latticini, cereali, ortaggi, ecc.) o rilasciate da recipienti possano essere sufficienti a causare disturbi alla salute (Pennington, 1988). E' importante perciò non conservare o cuocere a lungo cibi acidi quali agrumi e pomodori in tegami di Alluminio (Greger and Lane, 1987).

4.2.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

L'Italia, per la sua posizione geografica, ha un clima che favorisce la formazione nei suoli di allumosilicati idrati, ovvero di argille, per alterazione idrolitica di rocce silicatiche contenenti feldspati, plagioclasi e miche. Le argille rappresentano una sorgente importante di Al e la presenza di ossidi e ossidi idrati di Al nel suolo è indicativa di elevate concentrazioni di questo elemento, anche se le modalità di formazione possono essere diverse. Infatti un fattore non trascurabile per la solubilità degli ossidi e di conseguenza per il trasferimento di Alluminio nelle falde è l'acidità del terreno: terreni acidi contengono elevate quantità di Al e la presenza di argilla favorisce lo scambio di cationi di Al con alterazione dei silicati.

L'esposizione all'Alluminio è aumentata notevolmente in questi ultimi decenni visto il suo largo impiego. Si è inoltre avuto un incremento di esposizione ambientale a causa delle piogge acide che ne hanno favorito la solubilità e la biodisponibilità per le piante e per gli organismi acquatici, che potrebbero risentire negativamente delle elevate concentrazioni di Al

assimilabile (Seiler *et al.,* 1988). In particolar modo anche basse concentrazioni, quali 0,1-0,2 mg/l, a pH di 5,0-6,0 si rivelano tossiche per gran parte delle specie ittiche di acqua dolce (Muniz and Leivestad, 1980).

Per le piante si è osservato che la tossicità dell'Al dipende molto ancora una volta dal livello del pH del suolo (Tab. 12).

TAB. 12 - TOSSICITÀ DELL'AL NEI CONFRONTI DI ALCUNE PIANTE IN RELAZIONE AL PH DEL SUOLO

INTERVALLO DI PH	SPECIE SENSIBILI	VOCE BIBLIOGRAFICA
<5,0	molte	Aniol and Kaczkowski, 1979
4,8	Grano	Mugwira *et al.,* 1980
4,0 - 4,9	Rosa	Keisling and Fuqua, 1979
4,5	Legumi	MacLeod and Jackson, 1965
3,5	Patate	Lee, 1971

Tuttavia dai dati disponibili sembrerebbe che il fenomeno delle piogge acide per quanto riguarda il nostro Paese sia trascurabile rispetto ai Paesi Scandinavi nei cui laghi già da tempo si sono verificate morie di specie ittiche sensibili all'Alluminio (Brusewitz, 1984).

4.2.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

Non vi è evidenza a tutt'oggi che l'Al sia un elemento essenziale per gli animali e per l'uomo. Il comitato di esperti della FAO/WHO (1989) ha approfondito le conoscenze sui fattori che influenzano l'esposizione a tale elemento e la tolleranza da parte di soggetti umani, stabilendo ché esso è da considerarsi un elemento non tossico se non in casi di elevata esposizione. D'altro canto la Commissione della Comunità Europea (CEE), dopo aver valutato i risultati ottenuti da osservazioni cliniche e da studi epidemiologici sull'uomo (questo fenomeno è stato ben evidenziato nei pazienti sottoposti a trattamento dialitico), ha emanato una direttiva (80/778/CEE), recepita dal nostro Paese (DPR n. 236/1988) sulla qualità delle acque destinate al consumo umano, fissandone una concentrazione massima ammissibile (CMA) nell'acqua di 0,2 mg/l ed un livello di accettabilità media (valore guida) di 0,05 mg/l; inoltre è stato definito (COM 368 del 17 giugno 1983) un limite di 30 µg/l di Al nelle soluzioni che vengono utilizzate per dialisi.

Infine l'Organizzazione Mondiale di Sanità (WHO, 1989) suggerisce che l'assunzione tollerabile di Al con gli alimenti nell'arco di una settimana è di circa 7 mg/kg di peso corporeo.

4.3 - ARSENICO (AS)

4.3.1 - INTRODUZIONE

Si ritiene che l'arsenico fosse conosciuto, per le sue proprietà medicamentose, fin dai tempi degli antichi Greci. L'uso dell'As per scopi criminosi risale al Medioevo e fino all'inizio di questo secolo molti omicidi vennero perpetrati con tale sostanza. La tossicità dell'As fu sfruttata, a scopo bellico, nella prima guerra mondiale; in quella occasione furono impiegati, per la prima volta su larga scala, i gas tossici fenildibromoarsina ed etildicloroarsina in spregio alle convenzioni internazionali. L'As ha continuato ad essere usato a fini suicidari, ma anche l'accidentalità (specie per quello che riguarda i bambini) ha giocato un ruolo molto importante nella sua epidemiologia tossica, tanto che è stato definito uno dei veleni più potenti ed una delle cause più frequenti di intossicazione.

Per collocare la tossicità dell'As in una corretta prospettiva per trarre considerazioni su un potenziale rischio umano, può essere utile dare uno sguardo retrospettivo ad alcuni dei maggiori incidenti e cause di avvelenamento umano provocati da questo elemento: *Manchester (Inghilterra) - Avvelenamento "epidemico" da arsenico:* intorno al 1900, dello zucchero contaminato con As fu fornito ad alcune fabbriche di birra nelle vicinanze di Manchester causando 6000 avvelenamenti con 71 decessi (Kelynack *et al.,* 1900). *Incidente da latte contaminato da As:* nel 1955 in Giappone si ebbero ben 12.000 lattanti intossicati; 130 di essi morirono in seguito ad assunzione di circa 3,5 mg/die per 33 giorni di As contenuto nel latte contaminato da composti arsenicati (Hamamoto, 1955). *Niigata (Giappone) - Contaminazione da As contenuto in acqua potabile:* nel 1959 avvenne un altro episodio di intossicazione in Giappone in cui furono coinvolte 77 persone; risultò che l'acqua prelevata da un pozzo era inquinata da As_2S_3 usato come diserbante nel terreno in vicinanza del pozzo (Terada *et al.,* 1960). *Avvelenamento da arsina (AsH_3):* il gas arsina è un potente emolitico di particolare interesse per la salute dei lavoratori dell'industria di raffinazione dei metalli; Buchanan (1962) e Browning (1969) hanno chiarito ampiamente le circostanze operative nelle quali avvengono avvelenamenti da arsina e una revisione di 207 casi con 57 morti tra il 1928 e il 1974 è riportata in letteratura da Fower e Weinberg (1974).

Questi sono solo alcuni dei casi clamorosi di avvelenamento accidentale avvenuti in passato. Attualmente, in relazione ad una notevole riduzione dell'uso diretto dell'As, casi di intossicazione acuta sono sporadici, ma permane sempre il pericolo di una contaminazione di tipo "cronico" imputabile alla enorme quantità immessa nell'ambiente dall'uomo.

4.3.2 - CARATTERISTICHE FISICO-CHIMICHE

L'arsenico è l'elemento chimico di numero atomico 33, simbolo As e peso atomico 74,92. Sublima a 630° C, il suo punto di fusione è di 817° C alla pressione di 28 atm, ha densità 5,73 e tensione di vapore di 1 mm Hg a 372° C. E' insolubile in acqua e si combina rapidamente con cloro e fluoro a caldo, e con molti metalli e non-metalli.

4.3.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

Le attività vulcaniche sono la fonte naturale principale di As nell'atmosfera, seguono le polveri aerodisperse e le attività biologiche di vari microrganismi presenti nel suolo e nei sedimenti marini (Tab.1).

TAB.1 - ORIGINI NATURALI DELLE EMISSIONI DI AS NELL'ATMOSFERA

ORIGINE	FLUSSI (G X 1 0^9/ANNO)
Polveri continentali	2,5
Emissioni vulcaniche	7,0
Aerosol marino	0,14
Attività biologiche naturali	0,26
Incendi forestali	0,16

(Dall'Aglio e Fornaseri, 1986; Chilvers and Peterson, 1987; Nriagu, 1989)

Nell'atmosfera, in aree lontane da contaminazione, la concentrazione dell'As varia da 0,005 a 0,05 ng/m^3. Le differenze osservate nelle diverse località (Polo Sud, in cima a montagne, in mezzo agli oceani) dipendevano dal trasporto a lunghe distanze di particolato proveniente da attività umane o da fonti naturali specifiche (Maenhaut and Zoller, 1977; Nriagu and Davidson, 1986).

- Suolo

Schroeder e Balassa (1966) hanno osservato che l'arsenico si classifica al 200 posto per abbondanza nella crosta terrestre.

E' un semimetallo scarsamente presente in natura (4,5 x 10^{-6}% della crosta terrestre). L'As è distribuito nelle rocce e nel suolo a concentrazioni variabili tra meno di 1 ppm e più di 100 ppm. Le rocce sedimentarie generalmente contengono più arsenico di quelle ignee. Esso comunque si ritrova prevalentemente associato con lo zolfo in natura, formando un certo

numero di minerali. Oltre che entrare nella composizione chimica di diversi minerali soprattutto fosfatici, si trova anche allo stato nativo in filoni di origine idrotermale, molto spesso in masse compatte contenenti tracce di antimonio, ferro, nichel, argento, cobalto.

I principali minerali di arsenico sono solfuri (arsenopirite FeAsS, realgar As_4S_4, orpimento As_2S_3) che in genere accompagnano minerali di nichel, rame e stagno.

Per quanto riguarda il livello di As in suoli non contaminati è solitamente inferiore a 40 mg/kg (Bennett, 1981) (Tab. 2).

TAB. 2 - CONCENTRAZIONI DI FONDO E INTERVALLI DI CONCENTRAZIONE DI AS NEL TERRENO (MG/KG DI SOSTANZA SECCA)

TERRENI	VALORI MINIMI	VALORI MEDI	VALORI MASSIMI
Crosta terrestre		1,5	
Rocce ignee	1,0		15
Rocce granitiche	1,5		1,9
Rocce calcaree		1,0	
Arenarie		1,0	
Argille	1	13	900
Rocce fosfatiche	<1		200

(Abollino *et al.,* 1996)

- Acqua

La concentrazione media di As nell'acqua di mare è 0,003 mg/l, nelle acque dolci superficiali è 0,064 mg/l.

I livelli di As nell'acqua dolce variano molto, con alte concentrazioni per lo più presenti nelle aree di naturale attività termale, o per lisciviazione da suolo e da rocce ad alto contenuto di arsenico. Uno studio condotto recentemente rivolto a verificare i livelli di arsenico in quattro stazioni termali del centro Italia ha evidenziato la presenza dell'elemento in ben 87,9% dei campioni analizzati con concentrazioni da 0,20 a 0,68 mg/l (Conti, 1997). Un caso particolare è rappresentato dalle acque dell'isola di Vulcano che raggiungono tenori elevati di As, anche superiori a 100 µg/l (Brondi *et al.,* 1986). Normalmente le acque di sorgente contengono bassissimi livelli di As, mediamente intorno a 1 µg/l; sono state tuttavia segnalate concentrazioni fino a 850 µg/l in acque di pozzi artesiani a Taiwan (Tseng *et al.,* 1968), e di 800 µg/l in rifornimenti di acque potabili in Cile (Borgono *et al.,* 1972).

Nel nostro Paese sono stati esaminati i più importanti corpi idrici sia superficiali che sotterranei di numerose regioni evidenziando sovente tenori superiori ai 10 µg/l, specie in aree del Lazio e della Campania (Brondi *et al.,* 1986).

L'As si trova inoltre nelle acque marine a concentrazioni di 2-5 µg/l (Johnson and Pilsen, 1972). Studi sulla distribuzione verticale dell'arseniato, le cui concentrazioni sono maggiori dell'arsenito nell'acqua di mare, dimostrano che negli oceani Atlantico e Pacifico la concentrazione aumenta in misura diretta con la profondità. Ciò suggerisce che gli organismi marini, che accumulano arseniato, possono essere responsabili del trasporto verso il basso dell'As nel mare (Peterson and Carpenter, 1983).

E' stato proposto un ciclo biologico per l'arsenico in cui processi anaerobici riducono e metilano i composti inorganici dell'As per dar luogo a trimetilarsina [$(CH_3)_3As$] e dimetilarsina [$(CH_3)_2AsH$] volatile (Bressa, 1986). E' stato ipotizzato che la metilazione dell'As ad opera di batteri anaerobici nell'acqua e nei sedimenti costituisca una via che porta ad un elevato accumulo di As nei pesci. Infatti si riscontra una certa concentrazione di composti organici dell'As nei mitili e in alcuni crostacei, mentre nell'aragosta è stato identificato un particolare composto denominato arsenobetaina (Edmonds and Francesconi, 1987).

4.3.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

La Svezia ne è la principale fornitrice nel mondo, seguita dalla Francia, dal Sud Africa, dalle Filippine e dalla Russia.

- Usi

Il primo uso dell'As come insetticida risale al diciannovesimo secolo.

In medicina, composti inorganici ed organici di As sono stati usati per secoli come farmaci ad azione tonica e ricostituente, mentre particolari arsenicali organici sono stati introdotti in chemioterapia da Ehrilich nel 1905, e furono largamente usati in passato nel trattamento della dissenteria amebica, della sifilide e della tripanosomiasi. In generale vi è stato un declino nell'uso dei farmaci arsenicali in campo umano (le specialità medicali contenenti composti arsenicali usati come tossici e ricostituenti sono state revocate anche in Italia; vedi Boll. Inf Farmaci del Ministero della Sanità, 1, 22, 1977), mentre non può dirsi altrettanto per quello d'impiego veterinario (Regolamento con D.M. 30.12.75 e G.U. n. 43 del 17.2.76; D.M. 13.3.76 e G.U. 122 del 10.5.76).

L'acido arsenilico viene utilizzato in zootecnia in Canada e negli USA come additivo alimentare per incrementare l'accrescimento del pollame e del bestiame, ma nel nostro paese

il suo impiego a scopo auxinico è illegale.

In metallurgia l'As viene aggiunto, in tracce, in alcune leghe metalliche per migliorarne le proprietà meccaniche; ad esempio un 3% di As aggiunto al piombo ne aumenta la durezza. Recentemente l'As ha trovato impiego nell'industria elettronica come "drogante " del germanio nei transistori.

Distribuzione ambientale

- Aria

L'arsenico può essere rilasciato nell'atmosfera per combustione di carbon fossile e fusione di minerali contenenti arsenico come impurità. Bencko *et al.,* (1966) confrontarono le concentrazioni di As nei capelli di ragazzi sui 10 anni, residenti in un villaggio vicino ad una centrale termoelettrica che bruciava carbone, con quelli di una simile popolazione che viveva in un'area non contaminata. I ragazzi che vivevano in prossimità della centrale avevano concentrazioni di As nei capelli 3,5 volte più elevate della popolazione di controllo. Valori elevati di As nel particolato sono stati osservati (600-2320 ng/m^3) in vicinanza di fonderie di rame e di zinco (Schroeder *et al.,* 1987).

Uno studio definito "National Air Sampling Network", condotto dall'EPA indica che in aree non adiacenti a fonderie di rame, la concentrazione massima nell'aria nelle 24 ore non supera 0,1 µg/m^3. Nelle vicinanze dei punti di emissione (fonderie di rame), la concentrazione può superare 1 µg/m^3 (Goyer, 2000).

TAB. 3 - ORIGINI ANTROPOGENICHE DELLE EMISSIONI DI AS NELL'ATMOSFERA

ORIGINE	FLUSSI (G X 10^9/ANNO)
Produzione rame	13
Combustibili fossili	0,55
Produzione acciaio e ferro	4,2
Produzione Piombo e zinco	2,2
Pesticidi in agricoltura	2,1
Incenerimento rifiuti	0,43
Estrazione mineraria	0,013

(Dall'Aglio e Fornaseri, 1986; Chilvers and Peterson, 1987; Nriagu, 1989)

TAB. 4 - CONCENTRAZIONI TIPICHE DI ARSENICO NELL'ARIA

AREE CONSIDERATE	CONCENTRAZIONE (NG/M^3)
Zone rurali (lontane da città)	0,3 - 2.5
Zone rurali (vicine a città)	2,5 - 4,8
Aree urbane	4,8 - 10
Aree industrializzate	10 - 750

(NRCC, 1978; Bennett, 1981)

- Suolo

L'arsenico inorganico è rilasciato nell'ambiente da numerose fonti antropogeniche che comprendono principalmente le fonderie di rame, zinco e piombo, l'industria del vetro che addiziona l'arsenico al materiale grezzo e le industrie chimiche (Goyer, 2000). Livelli elevati di As (100 - 2.500 μg/g) sono stati riscontrati in suoli in vicinanza di fonderie di rame e di altri metalli (Pershagen, 1979), così pure sono stati riscontrati tassi elevati (700 μg/g) di As in terreni agricoli in cui si impiegavano pesticidi e erbicidi contenenti As (Bishop and Chisholm, 1962). Tuttavia il tenore di As nel suolo dipende dal contenuto in esso di ossidi di Al e di Fe, di sostanza organica, di argilla, di humus e dal pH (Abollino *et al.,* 1996). Questi fattori contribuiscono a tenere l'elemento legato al terreno con fenomeni di complessazione, adsorbimento, scambio ionico, precipitazione e pertanto ne frenano il dilavamento. L'arsenico è più mobile in suoli acidi e prevalentemente sabbiosi ed è stato osservato che la sua persistenza in terreni trattati con pesticidi arsenicali e notevole: l'emivita è superiore ai 15 anni (NRCC, 1978).

Un'indagine effettuata recentemente nella Regione Emilia Romagna ha rilevato tassi di As in terreni agricoli che variavano da 1,40 a 14,2 mg/kg peso secco (Abollino *et al.,* 1996).

- Acqua

Nonostante la sua ubiquità in natura, un notevole incremento nelle acque si è avuto soprattutto a causa delle immissioni nell'ambiente da parte dell'uomo.

Alte concentrazioni di As nelle acque sono state segnalate in prossimità di aree ad elevata attività industriale. Durum *et al.* (1971) trovarono fino a 1.100 μg /l di As nelle acque reflue di una fabbrica che produceva prodotti a base di arsenico.

TAB. 5 - CONCENTRAZIONE DI AS NELLE ACQUE DEI PRINCIPALI FIUMI ITALIANI

FIUME	CONCENTRAZIONE (NG/M^3)
Arno	0,050
Ombrone	0,500
Tevere	0,075
Ticino	0,620
Po (Pavia)	0,650
Isonzo	0,015
Tagliamento	0,055
Piave	0,015
Adige	0,300
Po (Lagoscuro)	0,380
Reno	0,280
Volturno	0,090
Basento	0,100
Ofanto	0,080
Biferno	0,080
Pescara	0,280

(Brondi *et al.,* 1986)

4.3.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

Le alghe marine possono contenere As a concentrazioni (10-100 mg/kg) cioè 2000-5000 volte maggiori rispetto a quelle presenti nell'acqua di mare. Ad esempio l'alga_bruna *Fucus vesiculosus,* che vive nelle acque costiere dell'Europa settentrionale accumula As in elevate quantità (Rosemarin *et al.,* 1985).

Per quanto riguarda invece il contenuto di As nei vegetali, raramente si superano i pochi mg/kg, a meno che la pianta o il terreno, nel quale essa è cresciuta, sia stato trattato con composti arsenicali.

Esiste un'ampia variabilità di rapporto tra il contenuto d'As del suolo e quello delle piante. L'erba medica, cresciuta su terreni contenenti 2,5 mg/kg d'As, aveva la concentrazione di 20-30 mg/kg di peso secco mentre piselli e fagioli, cresciuti in suoli contenenti 126-157 mg/kg, contenevano soltanto 2,1 mg/kg nella parte rampicante e 0,88 mg/kg nei baccelli (National Academy of Sciences, 1977).

- Animali

Nonostante gli organismi marini siano esposti normalmente a bassissimi livelli di As, contengono le più elevate concentrazioni di As (0,01-198 mg/kg) tra tutti gli animali. In

particolare i crostacei presentano generalmente i tenori più elevati di As: molluschi bivalvi 0,36-18,00 mg/kg; gamberetti 0,95-41,60 mg/kg; ostriche 0,30-52,50 mg/kg; aragoste 0,02-54,50 mg/kg. Il pesce oceanico ha generalmente contenuti di As più elevati del pesce di acqua dolce nel quale il contenuto di As non supera i 2 mg/kg (UNEP, 1988). Gli animali terrestri contengono mediamente nei loro tessuti ed organi meno di 0,5 mg/kg di As (Arnold, 1988).

- Uomo

Circa il 75% dell'AsO_3 inalata viene trattenuta nel polmone, mentre nel tratto gastrointestinale solo gli arseniti, più idrosolubili, sono assorbibili.

Il 95-99% dell'As assorbito si trova prima negli eritrociti e poi si distribuisce nei tessuti nel seguente ordine decrescente:

fegato, rene, intestino, milza e polmoni. Dopo circa due settimane l'As si ritrova nei capelli e nella cute legato ai ponti disolfurici della cheratina (Oehme, 1972). In seguito ad esposizione cronica l'As si accumula, oltre che nei tessuti sopra citati, anche nelle ossa. L'As attraversa molto lentamente la barriera emato-encefalica e le concentrazioni nel cervello sono tra le più basse dell'organismo, tuttavia esso vi perdura molto più a lungo che negli altri tessuti.

TAB. 6 - CONTENUTO DI AS IN ORGANI E TESSUTI IN UN SOGGETTO NORMALE

ORGANO O TESSUTO	CONCENTRAZIONE (MG/KG)	ORGANO O TESSUTO	CONCENTRAZIONE (MG/KG)
Fegato	0,042	Polmone	0,047
Rene	0,041	Milza	0,021
Cuore	0,041	Capelli	0,174
Muscolo	0,029	Pancreas	0,020
Stomaco	0,022	Ossa	0,087
Cervello	0,034	Intestino	0,025
Capelli	0,174	Unghie	0,892
Cute	0,064	Denti	0,078

(Fowler *et al.,* 1979; Minoia e Caroli, 1989)

Nell'uomo il contenuto medio nei tessuti è di 0,3 mg/kg e tende ad aumentare con l'età. L'As si concentra normalmente nei capelli e nelle unghie, (producendo le linee bianche di Mee, dopo sei settimane; Goyer, 2000). Smith (1964) misurò il contenuto di As in 1000 campioni di capelli umani, riportando un valore medio di 0,15 mg/kg con una media nel maschio di 0,16 mg/kg e nella femmina di 0,12 mg/kg.

L'As attraversa invece facilmente la barriera placentare. Lugo *et al.* (1969) hanno segnalato malformazioni in bambini nati da madri che vivevano in zone contaminate da arsenico.

L'escrezione ha luogo attraverso tutte le vie: con le feci, le urine, il sudore e il latte; inoltre l'As volatile può essere eliminato anche per via respiratoria e l'organismo perde As anche in seguito al rinnovamento fisiologico dei capelli e della cute, soprattutto nei casi di esposizione cronica.

4.3.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Le concentrazioni di As nei prodotti ittici, in particolar modo crostacei e molluschi, sono generalmente 10 volte maggiori rispetto a quelle rinvenibili in altri alimenti. Molte specie di pesci contengono tra 1 e 10 mg/kg di As, altre invece come la sogliola, i crostacei ed alghe possono contenere oltre 100 mg/kg (UNEP, 1988). In altri prodotti alimentari il contenuto di As è solitamente inferiore a 0,1 mg/kg (Tab.7).

TAB. 7 - QUANTITÀ DI ARSENICO IN ALCUNI ALIMENTI

ALIMENTO	MG/KG
Carni e salumi	0,05 - 1,4
Funghi	0,20 - 1,5
Uova	0,05 - 0,2
Latte	0,08 - 0,17
Vino e alcolici	0,05 - 0,5
Cereali	0,05 - 0,6
Zucchero	0,05 - 0,10
Legumi	0,10 - 0,15
Frutta e ortaggi freschi	0,05 - 0,25
Frutta secca	0,05 - 5
Patate	0,13
Carote	0,74

(Schroeder and Balassa, 1966; Hamilton and Minski, 1973; Cerutti, 1989)

Elevate concentrazioni di As negli alimenti solitamente derivano dalla contaminazione ambientale da pesticidi, emissioni industriali, ecc.; in particolar modo i funghi hanno una notevole capacità di accumulare elementi tossici, tra cui l'As, a concentrazioni di 1000 volte più elevate rispetto al suolo in cui crescono (Byrne *et al.,* 1976).

Per quanto riguarda le acque potabili, la concentrazione massima ammissibile (CMA) in vigore è di 50 µg/l, mentre il valore parametrico proposto dalla CEE 80/778 è di 10 µg/l (Rosa *et al.,* 1995).

Da indagini effettuate (Minoia e Caroli, 1989) sulle acque minerali commercializzate in Italia sono stati riscontrati valori medi di As di 5,40 µg/l (in 12 campioni su un totale di 96). Nel nostro Paese, la normativa più recente per le acque minerali naturali (DM Sanità 12.11.92 n.

542, G.U. del 12.01.93) indica per l'As un limite di concentrazione di 0,20 mg/l come As totale.

4.3.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

L'arsenico è particolarmente difficile da caratterizzare come un singolo elemento, poiché la sua chimica è molto complessa e ne esistono numerosi derivati (Goyer, 2000). Mentre l'As elementare non è tossico, anche a dosi rilevanti, i composti ossidati ed i sali pentavalenti e trivalenti, nonché quelli ridotti quali l'arsina (AsH_3) e derivati (arsine), sono estremamente pericolosi.

L'intossicazione acuta nella grande maggioranza dei casi può provocare shock e morte entro 20 minuti - 48 ore qualora il tossico sia penetrato per via digerente.

La dose letale minima dell'As_2O_3 varia da 70 a 180 mg, in base alla sensibilità individuale (Gerhardsson *et al.,* 1988).

La sintomatologia osservata in soggetti che hanno ingerito dosi elevate di As, è dominata da un grave danno gastrointestinale con vomito e scariche diarroiche con feci ad acqua di riso, da emorragia, crampi muscolari, edema facciale; successivamente compaiono disturbi dell'apparato cardiocircolatorio e dei reni, con presenza di albumina e di sangue nelle urine; la morte interviene generalmente per collasso o per insufficienza renale (Prasad e Rossi, 1995).

In seguito ad inalazione di arsina si ha invece una rapida emolisi con anemia, eritropenia, emoglobinuria, ittero e blocco dei tubuli renali da emolisi con esito letale da anossiemia.

Concentrazioni di arsina di 250 ppm malate per 30 minuti provocano la morte.

- Intossicazione cronica

L'intossicazione cronica si manifesta, dopo somministrazioni ripetute o per un'esposizione protratta. Si hanno diarrea e vomito, ma meno intensi che nell'intossicazione acuta, e sintomi a carico delle vie respiratorie superiori quali rino-faringo-laringite e perforazione del setto nasale che si manifestano dopo prolungate esposizioni all'As. E' stata segnalata cirrosi epatica in soggetti che facevano uso della soluzione Fowler e in viticoltori che usavano fungicidi arsenicali.

In soggetti esposti per lunghi periodi di tempo può verificarsi una compromissione del sistema nervoso con neuropatie periferiche e pseudo-atetosi (Robinson, 1975), oltre a disturbi cardiovascolari con alterazioni elettrocardiografiche (Barry *et al.,* 1962).

Un incremento di alterazioni cromosomiche è stato osservato sia in pazienti trattati con

composti arsenicali che in lavoratori esposti ad As in ambienti di fonderie.

Mentre gli studi sperimentali non hanno dimostrato con sicurezza un potenziale effetto cancerogeno dell'As, indagini epidemiologiche svolte in ambienti di lavoro indicano che esso può indurre il cancro. Infatti tumori della cute sembrano svilupparsi molto più frequentemente in zone ove l'acqua ha un elevato contenuto di arsenico. Tseng *et al.* (1968) hanno in effetti riscontrato un'alta percentuale di tumori nella popolazione di Taiwan riferibili agli alti tenori di arsenico nell'acqua potabile. Si ritiene inoltre che l'As possa provocare cancro del fegato (IARC, 1980).

La potenziale cancerogenicità dell'arsenico è stata ampiamente riesaminata (WHO, 1981: EPA, 1987b). In realtà, l'arsenico può causare due tipi di cancro cutaneo, il carcinoma delle cellule basali o quello delle cellule squamose che si sviluppano nelle aree cheratotiche. Di solito, il cancro delle cellule basali è caratterizzato da una invasività localizzata, mentre quello delle cellule squamose può dare metastasi a distanza (Goyer, 2000).

I tumori cutanei maligni provocati dall'arsenico sono differenti da quelli indotti dalla luce ultravioletta perché, generalmente, si sviluppano in aree del corpo non esposte alla luce del sole, per esempio sul palmo delle mani e sulla pianta dei piedi e si manifestano con lesioni multiple (Goyer, 2000).

Con conseguenza all'esposizione professionale all'arsenico presente nell'aria può anche insorgere una forma di carcinoma polmonare di tipo epidermoide, che ha origine nei bronchi e che è scarsamente differenziato. Tra i tumori agli organi viscerali legati all'esposizione all'arsenico è incluso l'emangiosarcoma epatico (Popper *et al.,* 1978). Soggetti che sono stati a contatto con questo metallo hanno sviluppato anche linfoma, leucemia, adenocarcinoma renale e carcinoma nasofaringeo.

Secondo EPA (1987b) e IARC (1987) l'arsenico è classificabile come sostanza cancerogena, poiché gli studi epidemiologici confermano che c'è un associazione causale tra esposizione e cancro cutaneo (Goyer, 2000).

4.3.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

Alcune zone d'Italia rappresentano fonti a rischio di inquinamento naturale da As. Esse sono distribuite non solo in concomitanza di giacimenti minerari, ma soprattutto laddove si sovrappongono intensi fenomeni di ossidazione nel suolo. Infatti, sebbene l'arsenico si trovi soprattutto sotto forma di solfuro, l'ossidazione di tale composto comporta la formazione dell'anidride che è moderatamente solubile in acqua e quindi trasforma quest'ultima in acqua "arsenicale".

Il limite ammesso per gli scarichi industriali nell'ambiente è di 20 mg/l negli USA e di 0,5 mg/l nel nostro Paese (come indicato nel testo della Legge Merli 650/1979).

4.3.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

Le maggiori fonti di esposizione occupazionale all'arsenico negli Stati Uniti sono le fabbriche di pesticidi, erbicidi e altri prodotti per l'agricoltura. Un'alta esposizione a vapori e polveri di arsenico può verificarsi nelle fonderie; la più alta esposizione si osserva probabilmente tra i lavoratori addetti alle fornaci (Goyer, 2000).

Tenendo presente che il trasferimento di As all'uomo da fonti ambientali avviene principalmente per via inalatoria e per ingestione di alimenti ed acqua è possibile valutare il rischio per la salute in riferimento ai quantitativi assunti durante tutta la vita. La concentrazione totale stimata di As nell'organismo umano corrisponde a circa 0,6 mg (9 μg/kg x 70kg).

D'altro canto non è stata ancora stabilita una stretta relazione tra le concentrazioni di As nei tessuti e il manifestarsi di effetti dannosi. Tuttavia alcuni studi indicano che l'assunzione di As con l'acqua potabile di 55 - 1200 mg/anno è associabile ad uno stato di intossicazione cronica (NRCC, 1978).

4.4 - BERILLIO (BE)

4.4.1 - INTRODUZIONE

Il nome di berillio fu dato nei 1828 da Wuhler, il quale isolò per primo il metallo puro tramite la riduzione del cloruro di berillio con potassio. Le proprietà tossicologiche del berillio vennero segnalate in concomitanza con le prime esposizioni al metallo durante i lavori di estrazione avvenuti circa una cinquantina di anni fa, prima in Germania e in Russia (Gelman 1938) e successivamente negli USA (Van Ordstrand *et al.*, 1943). Tuttavia la sua scoperta avvenne nel 1798 da parte di Vauquelin e, dato che i sali di berillio sono dolci al gusto, il nuovo elemento fu chiamato glucinio (dal Greco *glyks,* dolce).

Il berillio ha una tossicità latente ed i sintomi possono essere osservati anche dopo anni dall'iniziale esposizione. I primi casi accertati di patologie da berillio furono osservati durante la produzione di lampade fluorescenti negli anni '40 (Hardy e Tabershaw 1946). In particolare risultò un numero maggiore di morti per cancro polmonare nei lavoratori che avevano subito un'esposizione di breve durata (3-9 mesi). Questa elevata incidenza di cancro polmonare fu rilevata anche nel gruppo in cui erano state presenti affezioni respiratorie non-neoplastiche.

E' attualmente assodato che il berillio e parecchi suoi composti causano affezioni polmonari

acute e croniche, anche a bassissime dosi. Per questa ragione l'impiego di berillio in tubi fluorescenti è stato abbandonanto, riducendo così il rischio di esposizione nella popolazione.

4.4.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE

Il berillio è l'elemento chimico di numero atomico 4, simbolo Be, e di peso atomico 9,0122. E' un metallo lucido di colore grigio-bianco. Fonde alla temperatura di 1.287° C e bolle alla temperatura di 2.970° C.

4.4.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

Il tasso di Be nell'atmosfera è di norma inferiore a 0,000 1 $\mu g/m^3$, com'è stato confermato da un'indagine effettuata su vasta scala negli Stati Uniti dalla National Air Surveilance Network (Drury *et al*., 1978).

- Suolo

Il Be è un metallo raro, costituisce circa lo 0,0006 % della crosta terrestre, ed è di densità pari a meno di 1/3 rispetto a quella dell'alluminio. Esso si classifica come elemento al 440 posto per abbondanza nella crosta terrestre. Poiché è presente soprattutto nelle rocce, si trova nella maggior parte dei terreni. Esso è un metallo alcalino-terroso che non si trova allo stato nativo nei prodotti della litosfera, ma solo sotto forma di composti. Per i suoi caratteri geochimici esso tende a concentrarsi nei residui magmatici e soltanto negli ultimi stadi della solidificazione magmatica dà luogo a minerali in cui questo elemento entra come costituente essenziale. A causa della somiglianza nel raggio ionico, il berillio sostituisce il silicio man mano che entra nel reticolo cristallino di altri minerali. Minerali propri di berillio sono crisoberillo, berillo, euclasio, fenacite, eudidimite, epididimite, melinofane, leucofane, gadolinite, helvite, danalite, genthelvite, berillonite, herderite, hambergite.
In generale il berillio ha un comportamento geochimico analogo a quello dell'alluminio.

- Acqua

Per quanto riguarda il contenuto di Be nell'acqua, sono stati riscontrati livelli inferiori di 0,01 μg/l nell'acqua dolce e 0,6 μg/l in quella di mare. Il contenuto medio di Be nell'Oceano Pacifico è di 0,57 μg/l, il 68% del quale in soluzione e il 32% in forma di particelle insolubili; i sedimenti ne contengono 2-3 mg/kg (Drury *et al.*, 1978). Solitamente il contenuto di berillio

in acque sorgive è al di sotto di 1 μg/l (WHO, 1984).
I sali di berillio si idrolizzano facilmente dando sali basici, per cui il carbonato, il nitrato, gli alogenuri non precipitano per evaporazione dalle soluzioni acquose. Gli alogenuri e i nitrati sono solubili in acqua, mentre è scarsa la solubilità dei carbonati, dei solfati e dei fosfati.

4.4.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

Si conoscono circa 30 minerali contenenti Be, ma solo il berillio di formula $Be_3Al_2[Si_60_{18}]$ è minerale di importanza industriale.
I maggiori giacimenti di Be si trovano in Brasile, Argentina, Zambia, Unione Sovietica e Australia. Nel nostro paese il metallo è reperibile presso Merano, in Valtellina, Vai Gesso e Valdossola. I prodotti di estrazione sono generalmente minerali che contengono oltre il 10% di berillio come ossido e l'estrazione del metallo può essere effettuata tramite due procedimenti, uno termico, l'altro elettrolitico, ottenendo il metallo al 99,80 % di purezza.
Il berillio può essere preparato allo stato metallico per riduzione elettrolitica dei cloruri fusi o per decomposizione termica del carbonato basico.

- Usi

Attualmente l'impiego maggiore del berillio si ha nell'industria aero-spaziale, in quanto alcune sue leghe (Be-Al, Be-Ni) presentano una altissima elasticità unita ad un elevato rapporto resistenza/peso. Per la sua leggerezza il Be trova impiego nelle leghe per scheletrati odontoiatrici.
Il Be viene usato nella produzione di finestre per lampade Rontgen, essendo molto trasparente ai raggi X; trova inoltre impiego in fisica nucleare come rallentatore di neutroni nei reattori ad alto flusso.
L'ossido di berillio (BeO) viene usato nell'industria delle ceramiche utilizzate in elettronica e in microelettronica, in quanto possiede un'alta conduttività termica unita ad un'alta resistività elettrica, caratteristiche che lo rendono utile nei dispositivi semiconduttori e nei circuiti integrati che richiedono una rapida dissipazione di calore.
Il berillio in polvere è utilizzato come combustibile per razzi, poiché produce più energia termica per unità di peso di qualsiasi altro elemento.
Il nitrato di berillio $[Be(NO_3)_2]$ è usato nella fabbricazione di reticelle per lampade a gas e il floruro di berillio (BeF_2) è utilizzato nella preparazione di particolari vetri ad alta permeabilità

ai raggi UV

L'applicazione industriale del Be e dei suoi composti è limitata a causa dell'elevato costo e della tossicità; comunque le proprietà altamente vantaggiose in campo industriale prospettano un ulteriore sviluppo in nuovi impieghi.

Distribuzione ambientale

- Aria

Valori massimi di Be di 0,003 μg/m^3 sono stati riscontrati nell'aria di alcune aree metropolitane degli USA (Drury *et al.*, 1978). Sono state rinvenute concentrazioni di Be atmosferico più elevate della media in vicinanza di industrie in cui avvenivano lavorazioni del metallo. Una concentrazione media di 0,0155 μg/m^3 ed una concentrazione massima di 0,0827 μg/m^3 vennero riscontrate vicino ad una fabbrica della Pennsylvania e, durante una chiusura temporanea, la concentrazione del Be nell'atmosfera si riduceva a 0,0047 μg/m^3, mentre una chiusura di due settimane portò il tenore di Be nell'aria a circa 0,0015 μg/m^3 (Drury *et al.*, 1978).

Il Be può essere emesso nell'atmosfera per combustione del carbone fossile che ne può contenere da 0,1 a 1000 mg/kg. Un'analisi di campioni di carbone provenienti da sette paesi ha dato i seguenti risultati: Australia 15 mg/kg, USA 5-13 mg/kg, Germania, Norvegia, Polonia, Gran Bretagna e Russia meno di 5 mg/kg (Lovblad, 1977).

L'immissione di Be nell'atmosfera per combustione del carbone è stata anche esaminata da Zubovic (1966), il quale ha calcolato che da 500 milioni di tonnellate di carbone, con un contenuto medio di 2-5 ppm di Be, si liberano, per combustione, 1250 tonnellate di metallo, che corrispondono a circa il quintuplo della produzione commerciale nel mondo. In particolar modo la produzione di energia elettrica mediante la combustione di carbone e l'incenerimento di rifiuti si sono dimostrati le fonti principali di inquinamento atmosferico relativo a tale metallo (Campbell, 1976; Abbaticchio e Amicarelli, 1989)

- Suolo

Sono state riportate le seguenti concentrazioni di Be in campioni di suolo di alcune località: USA 0,13-0,88 mg/kg (in media 0,37 mg/kg), in Kenya 0,04-1,45 mg/kg (Drury *et al.*, 1978) e nel mondo, in generale, 0,1-40 mg/kg (in media 6 mg/kg).

- Acqua

Le concentrazioni di Be, nei 15 maggiori bacini fluviali degli USA, oscillavano fra 0,01 e

1,22 µg/l (in media di 0,19 µg/l).
Nell'acqua potabile degli USA il Be è stato trovato in concentrazioni di 0,0 1-0,07 ~µg/l, con una media di 0,0 13 µg/l (Safe
Drinking Water Committee, 1977).
Valori che oscillavano tra 18 e 21 µg/l vennero inoltre rilevati negli scarichi di industrie metallurgiche, di impianti nucleari e nei rifiuti industriali (US EPA, 1977).

4.4.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

Sono stati effettuati studi sulla distribuzione del Be nei vegetali: le foglie accumulano più Be rispetto ai rami e ai frutti, tranne certi arbusti del deserto, nel sud-ovest degli USA, che contengono più Be nei ramoscelli che nelle foglie (Griffitts *et al.*, 1977). Concentrazioni di Be nelle foglie di alberi da frutto negli erano in media pari a 0,026 mg/kg (Wicks and Rurke, 1977). Tassi medi di berillio rilevati in alcune piante in Australia erano i seguenti (mg/kg peso secco): acacia 0,46; erba 0,26-0,35 e tabacco 0,24-0,25 (Meehan and Smythe, 1967).

- Animali

Concentrazioni di berillio in fegato di bovino negli USA oscillavano tra 0,0 13 e 0,021 mg/kg (Wicks and Burke, 1977).

- Uomo

Il Be non è essenziale per la nutrizione e non stimola alcuna funzione fisiologica. Esso è tossico e la quota assorbita si accumula e permane nel fegato e nelle ossa.
Gli studi effettuati sulla biotrasformazione del Be sono scarsi e l'interesse biologico sull'elemento riguarda principalmente la sua tossicità (Aldridge *et al.*, 1949; Schubert, 1958; Hardy, 1965; Durocher, 1969).
L'assorbimento gastrointestinale dei sali solubili di berillio è scarso ed è in rapporto alla dose ingerita. I sali solubili tendono a trasformarsi nella forma insolubile [$Be_3(P0_4)_2$], mentre solo una piccola quantità (inferiore a 0,0 1%) viene assorbita quando è assunto contemporaneamente ad acidi organici (ad es. acido citrico). L'escrezione del Be, assunto con la dieta e non assorbito, avviene attraverso le feci, mentre il Be malato e assorbito nel tratto digestivo viene escreto con le urine molto lentamente, anche per parecchi anni dopo l'esposizione.

4.4.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Ricerche condotte su vari generi alimentari hanno evidenziato che i livelli di Be oscillavano tra 0,01 e 0,12 mg/kg, con maggior contenuto nella polpa dell'ostrica e nei funghi mangerecci.

Drury *et al.* (1978) trovarono che la lattuga verde conteneva un tenore di berillio più elevato (0,33 mg/kg peso secco), rispetto a quello di altri alimenti presi in esame: patate, pomodori, pane e riso (0,08-0,24 mg/kg peso secco).

Ricerche effettuate in Inghilterra hanno stimato che l'assunzione media di Be con la dieta si aggira intorno ai 15 pg/giorno (Hamilton and Minsk" 1973).

4.4.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

Gli effetti acuti provocati dal Be e dai suoi composti nell'uomo sono costituiti da ulcere cutanee ed oculari, infiammazioni all'esofago ed all'apparato respiratorio (alveolite vegetante); sono stati inoltre osservati, in alcuni casi, ipertermia, edemi, emorragie, con lieve edema cerebrale, epatopatie ed emorragie focali della milza. Queste affezioni sono parzialmente reversibili se l'esposizione al Be e ai suoi sali è brevissima.

- Intossicazione cronica

Gli effetti cronici provocati dal Be nell'uomo (berilliosi) si manifestano in seguito ad una esposizione continua nel tempo (anni) a bassissime concentrazioni: affezioni polmonari di tipo granulomatoso (polmonite carnificante diffusa), ipertrofia cardiaca, collasso (asistolia), cianosi, ipertrofla del fegato e della milza, ippocratismo digitale, formazione di calcoli renali, tumori maligni, infiltrazione in vari organi e tessuti.

Sebbene l'organo principale colpito in seguito all'inalazione di Be sia il polmone, effetti tossici sono osservabili in tutti gli altri tessuti: ad esempio, necrosi cellulare in quelli ove si accumula.

Sono scarse le notizie circa la tossicità del berillio in seguito ad ingestione orale e a somministrazione parenterale, per il fatto che la maggior parte delle intossicazioni citate in letteratura si riferiscono agli effetti tossici dovuti ad inalazione di polveri di Be metallo e dei suoi sali usati nell'industria metallurgica, microelettronica e in gemmologia (smeraldi).

Si è osservato che quasi tutte le forme croniche di berillio e "berilliosi" sono imputabili ai sali insolubili, mentre i sali solubili si sono rivelati capaci di provocare effetti tossici acuti.

La "berilliosi" è una sindrome sistemica disseminata nell'organismo provocata dall'inalazione

di Be e suoi sali. Si manifesta inizialmente sotto forma di una tracheobronchite ed in seguito degenera in una grave affezione polmonare con una progressiva fibrosi del tessuto che ha effetti letali.

Studi sperimentali su animali hanno dimostrato che vapori di acido fluoridrico (HF) potenziano la tossicità dei sali solubili di Be. Il BeF_2 è molto più tossico del solfato ($BeSO_4$) e dell'ossido (BeO). L'inalazione prolungata di sali di Be provoca lesioni in diversi tessuti ed organi. La polmonite provocata sperimentalmente nell'animale è molto simile a quella umana osservata in lavoratori dell'industria del Be (Skilleter, 1980).

Hall *et al.* (1950) osservarono un intossicazione acuta grave in tutto il personale di una fonderia di Be, in cui la concentrazione del metallo nell'atmosfera era di circa 1000 $\mu g/m^3$.

Attestazioni epidemiologiche e sperimentali hanno stabilito la cancerogenicità del Be nei mammiferi; la prolungata ritenzione di questo elemento nei tessuti accresce questo rischio (Schepers *et al.*, 1957). Tumori polmonari si sviluppano sperimentalmente negli animali in seguito a prolungata inalazione di composti di Be (sono sufficienti 28 $\mu g/m^3$ di $BeS0_4$ per 10 mesi): si tratta di tumori trapiantabili e che metastatizzano in altri organi (Vanwald, 1959). Si possono indurre tumori ossei anche quando vengono introdotti 20 mg di berillio nel midollo osseo (Tapp, 1966).

La patologia dei disturbi da Be non è del tutto conosciuta, sebbene sia stato fissato un limite di "non tossicità" di 2 $\mu g/m^3$ (Stokinger 1966).

Il meccanismo d'azione della tossicità del Be è complesso: l'elemento inibisce un certo numero di enzimi *in vitro,* come la fosfatasi alcalina, la fosfoglucomutasi, la Na+- K+ATPasi, l'amilasi, l'enolasi, la pirofosfatasi, l'RNA-polimerasi e la chimotripsina (Aldridge e Thomas 1966, Thomas e Aldridge 1966, Toda 1968). Inoltre il Be inibisce la sintesi di alcune proteine influenzando le fasi che conducono alla sintesi del DNA, inibendo l'incorporazione della timidina nel DNA e la sintesi della DNA-polimerasi (Witschi, 1970).

La bassa incidenza di berilliosi tra i lavoratori esposti per lunghi periodi al Be è stata attribuita o ad una risposta immunologica ritardata o ad un errore congenito del metabolismo.

Van Orstrand *et al.* (1974) dimostrarono l'esistenza di una ipersensibilità ritardata in pazienti con patologia cronica da

Be, rispetto ad un gruppo di lavoratori che, pur essendo esposti, non manifestavano alcun sintomo. Di 35 pazienti con berilliosi cronica presi in esame, in ben 25 fu trovata una correlazione tra la gravità della malattia e il grado di trasformazione sporozoica dei linfociti, quali espressione di immunità cellulare.

Questa buona correlazione veniva ottenuta nonostante che i pazienti fossero sottoposti ad una

terapia con steroidi i quali tendono ad inibire la trasformazione dei linfociti; inoltre gli Autori riscontrarono, in 17 pazienti, un significativo incremento della immunoglobulina IgA; questa osservazione convalida per la berilliosi cronica il meccanismo patogenetico proposto da Sterner e da Eisenbud (1951), basato sullo sviluppo di un reazione antigene-anticorpo provocata dal berillio.

4.4.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

I composti del Be sono presenti soprattutto nelle rocce e nei suoli dove possono subire alterazione per idrolisi e formare di conseguenza dei sali basici, i quali assumono particolare importanza negli scambi ionici. Per questo motivo le zone d'Italia più a rischio di contaminazione naturale sono rappresentate dai suoli argillosi ricchi di elementi del Piemonte (CN e NO), dai suoli podzolici dell'alta Lombardia (VA, CO e SO) e dai depositi vulcanici dell'Isola d'Elba.

I criteri di qualità per l'acqua (Quality Criteria for Water) promulgati dalla Environmental Protection Agency (1976) prescrivono i seguenti minimi: 10 μg/l per la protezione della vita acquatica in acque dolci; 100 μg/l in acque utilizzate per irrigare terreni, eccetto quelli alcalini, in cui il limite è fissato a 500 g/l.

Questi limiti sono basati sull'influenza dei sali di Be sulla crescita di ortaggi come fagioli, piselli e lattuga. E' stato infine dimostrato che il Be è meno pericoloso per la catena alimentare in terreni calcarei che acidi.

4.4.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

Negli USA la National Emission Standard per il berillio stabilisce che nessun insediamento industriale deve immettere nell'atmosfera una quantità di metallo superiore a 10 g al giorno. Inoltre è stato stabilito un limite di 0,01 $\mu g/m^3$ (media di 30 giorni) nelle vicinanze di una sorgente di inquinamento per le fabbriche già esistenti, le quali dimostrino che non è stata rilevata berilliosi nella popolazione esposta a quella concentrazione.

TAB. 1 - CONTRIBUTO DI BE ATTRAVERSO GLI ALIMENTI E L'ACQUA

CONCENTRAZIONE DI BE NELL'ACQUA	ASSUNZIONE (µG) SETTIMANALE DI BE SOLO ACQUA	SOLO ALIMENTI	TOTALE	TOTALE CONTRIBUTO DELL'ACQUA (%)
1 µg/l	14	70	84	17
2 µg/l	28	70	98	28
1 µg/l	14	700	714	2
2 µg/l	28	700	728	4

Il contributo di berillio nell'aria è insignificante relativamente al carico corporeo di tale elemento se paragonato con il contributo degli alimenti compresa l'acqua; quindi nella valutazione del rischio vengono solitamente prese in considerazione le quantità assunte con la dieta (Tab. 1). Studi sperimentali su animali da laboratorio hanno evidenziato che per indurre tumori sono necessari livelli superiori a 500 mg/kg con la dieta e che la somministrazione con l'acqua di 5 mg/l per tutto il periodo di vita non induce un aumento significativo di tumori comparati con i controlli (WHO, 1984).

Non sussiste quindi alcun rischio per la popolazione ai livelli attualmente presenti sia nell'aria che negli alimenti, acqua compresa, visto che le concentrazioni ambientali rimangono relativamente invariate nel tempo.

4.5 - CADMIO (Cd)

4.5.1 - INTRODUZIONE

Il termine "cadmio" probabilmente ebbe origine in connessione ad una particolare sostanza simile alla terra trovata vicino al Mar Nero e usata per la fabbricazione di un raro bronzo lucido di color giallo. Questa sostanza estratta dal suolo fu chiamata da Plinio "cadmia", probabilmente dopo la morte di Cadmios, figlio di Agenore, re fenicio.

La prima identificazione del nuovo metallo fu fatta nel 1817 da un metallurgista di nome Stromeyer mentre indagava sul colore giallo di un campione di carbonato di zinco. La scoperta fu confermata da molti altri ricercatori e il nome "cadmium", suggerito da Stromeyer, fu accettato. L'interesse per il Cd fu stimolato quando Schroeder (1965) pubblicò un' indagine epidemiologica allarmistica, che collegava il Cd nella dieta con l'ipertensione nella popolazione; infatti, a causa del grande numero di soggetti potenzialmente ipertesi, un gran lavoro di ricerca è tuttora in corso per indagare gli effetti del metallo sul sistema cardiovascolare.

4.5.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE

Il cadmio è l'elemento chimico di simbolo Cd, numero atomico 48 e di peso atomico 112,4. E' un metallo bianco argenteo, duttile, che fonde alla temperatura di 320,9° C, bolle a 765° C e ha una densità di 8,64 a 20° C.

Il Cd ha proprietà chimiche simili a quelle dello zinco e, come tale, perde la sua lucentezza all'aria umida. Viene inoltre attaccato dall'ammoniaca e dall'anidride solforosa, entrambe in presenza di umidità. E insolubile in acqua e solubile in acidi.

4.5.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

L'eventuale presenza di cadmio è legata prevalentemente ad attività vulcaniche, incendi di foreste e ad aerosol marino. I livelli naturali di cadmio nell'aria in aree remote sono abbastanza bassi, circa 0,0025 ng/m^3 (Duce *et al.,* 1983). In particolar modo è stato calcolato che le emissioni vulcaniche ammonterebbero a 0,52 x 10^6 t/anno (Nriagu, 1989) (Tab. 1).

TAB. 1 - ORIGINI NATURALI DELLE EMISSIONI AERIFORMI DI CADMIO (10^6 KG/ANNO)

Polveri continentali	0,1
Polveri vulcaniche	0,5
Incendi boschivi	0,01
Vegetazione	0,2
Aerosol marino	0,01
Totale	**0,82**

(Nriagu, 1989)

- Suolo

Il cadmio non è considerato un vero elemento di transizione e ha caratteristiche metalliche. Non è abbondante in natura (1,1 x 10^{-5}% della crosta terrestre), tuttavia i suoi minerali si trovano in giacimenti localizzati da cui possono essere estratti facilmente. Questo metallo non si trova allo stato nativo nella litosfera e dà luogo a minerali propri soltanto nelle fasi finali della solidificazione dei magmi. In Italia non vi sono giacimenti di minerali di cadmio, tuttavia questo elemento si può riscontrare in piccole quantità (0,1- 0,3 %) in quasi tutti i minerali zinciferi, soprattutto nella blenda e nella smithsonite, in alcune delle quali raggiunge lo 0,6%. Il cadmio condivide con lo zinco diverse analogie geochimiche, anche se, come elemento disperso in tracce nelle rocce, è molto meno abbondante dello zinco stesso. Per

queste ragioni questo metallo viene ricavato normalmente durante la lavorazione elettrolitica delle blende.
Le concentrazioni in suoli di aree remote sono generalmente inferiori a 1 g/g.

- Acqua

La concentrazione media di Cd nell'acqua di mare è 0,00011 mg/l, nelle acque dolci superficiali è 0,0095 mg/l.
Il solfuro di cadmio non è solubile in acqua, pertanto la sua presenza in tracce nelle sorgenti minerali è rarissima: si può riscontrare nelle acque circolanti che dilavano i giacimenti naturali di blenda.

4.5.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

Si conosce un solo vero minerale di Cd, la greenockite, che è solfuro di cadmio (CdS), ma l'interesse commerciale è rivolto generalmente ai solfuri di zinco in cui l'elemento è presente. Le principali miniere si trovano in Sud America, in Africa e in Australia, ed esiste qualche piccolo giacimento pure in Sardegna.
Nel 1995 l'industria metallurgica italiana ha prodotto 308 t di cadmio. Nel 1982 produceva 515 t. I principali stabilimenti metallurgici si trovano a Portovesme (CA), Crotone (CZ), Marghera (VE), Ponte Nossa (BG).

- Usi

La maggior parte del Cd viene utilizzata industrialmente nell'elettroplaccatura (cadmiatura), che consiste nel rivestimento di superfici metalliche, per proteggerle dalla corrosione, tramite una pellicola di cadmio.
Seguono i pigmenti a base di solfuro di cadmio (giallo) che essendo inalterabili al riscaldamento, trovano il loro maggior uso nell'industria plastica, come pure nelle vernici, inchiostri, colori ecc.
Leghe al Cd con l'acciaio sono utilizzate nella costruzione di cuscinetti a sfere, con il rame nella fabbricazione di cavi elettrici, con il magnesio negli elettrodi per saldature a basso punto di fusione. Il cadmio costituisce l'anodo negli accumulatori ferro – nichel e l'anodo per le batterie a nichel - cadmio. Questo metallo è anche un sottoprodotto dell'estrazione di zinco e piombo.

Alcuni sali di Cd hanno importanza in campo industriale: il bromuro ($CdBr_2$) e lo ioduro (CdI_2) in fotografia, il carbonato ($CdCO_3$) in galvanoplastica e ultimamente il solfuro (CdS) sta assumendo un certo interesse nel campo delle pile fotoelettriche, in quanto possiede la potenziale proprietà di convertire l'energia solare in elettricità. In veterinaria, i sali di Cd sono stati usati in alcune parti del mondo come antielmintici, ascaricidi e nematocidi, ma attualmente sono in disuso.

Distribuzione ambientale

- Aria

Benché non abbondante, il Cd è distribuito largamente nell'ambiente attraverso processi naturali quali sgretolamento, erosione del suolo ed eruzioni vulcaniche, sin dall'inizio della vita terrestre. Questi processi naturali, come fonte di contaminazione, rivestono un significato assai limitato in confronto alle attività umane. L'uomo infatti contamina l'ambiente tramite diversi processi industriali: la fusione e la raffinazione di minerali di Zn e di Pb, la combustione del carbon fossile, l'immissione di materie plastiche (ad esempio, polivinili che vengono stabilizzati con Cd) e di acque residue di impianti galvanici (Tab. 2).

La concentrazione di Cd nell'aria di alcune città americane oscilla tra 0,001-0,083 □g/m^3 ma aumenta notevolmente (0,1-0,5 μg/m^3) in vicinanza di impianti industriali dove viene impiegato (Friberg *et al.,* 1974).

Tab. 2 - ORIGINI ANTROPOGENUCHE DELLE EMISSIONI AERIFORMI DI CADMIO (10^6 KG/ANNO)

Produzione metalli non ferrosi	5,3
Combustibili fossili	0,06
lncenerimento rifiuti	1,4
Impieghi industriali	0,05
Combustione del legno	0,2
Produzione ferro e acciaio	0,07
Fertilizzanti chimici (fosfati)	0,2
Totale	**7, 3**

(Nriagu, 1989)

- Suolo

Le concentrazioni medie di campioni di terreno prelevati in alcune aree agricole negli USA sono di 0,57 μg/g. In suoli contaminati le concentrazioni di cadmio sono di 800 μg/g (Marples and Thornton, 1980).

In Italia una recente indagine condotta in diverse regioni ha evidenziato un incremento nel

tenore di cadmio in terreni con coltivazioni intensive e vicino a discariche (Tab. 3).

TAB. 3 - CONCENTRAZIONI DI CD NEI TERRENI (MG/KG DI SOSTANZA SECCA)

TERRENO	VALORE MINIMO	VALORE MAX	VALORE MEDIO
Friuli in pianura	0,40	2,5	1,17
Province di MN, MO, PD			
Terreni naturali	0,16	0,57	0,42
Terreni antropizzati	0,17	0,61	0,38
Terreni con coltivazione intensiva	0,25	2,26	0,63
Terreni con coltivazione estensiva	0,35	0,55	0,47
Terreni con vigneti	0,50	0,59	0,54
Terreni con frutteti	0,45	0,55	0,50
Terreni con zootecnia	0,16	0,51	0,45
Terreni con allevamenti di suini	0,50	0,59	0,54
Terreni urbani	0,14	0,63	0,41
Terreni vicino ad autostrade	0,49	0,57	0,52
Terreni vicino ad industrie	0,33	0,51	0,41
Terreni vicino a discarica	0,20	2,50	0,60

(Abollino *et al.*. 1996)

- Acqua

In corsi d'acqua inquinati sono stati determinati livelli di cadmio superiori a 0,1 μg/l (Martin and Coughtrey, 1982). Indagini effettuate sui principali fiumi del nostro Paese hanno rilevato un lieve inquinamento da tale metallo (Brondi *et al.,* 1986) (Tab. 4).

TAB. 4 - CONCENTRAZIONI DI CADMIO NELLE ACQUE DEI PRINCIPALI FIUMI ITALIANI

FIUME	CONCENTRAZIONE (μG/L)	FIUME	CONCENTRAZIONE (μG/L)
Arno	0,080	Adige	0,065
Ombrone	0,080	Volturno	0,070
Tevere	0,070	Piave	0,065
Ticino	0.070	Reno	0,080
Po (Pavia)	0,055	Basento	0,050
Po (Lagoscuro)	0,055	Pescara	0,085
Isonzo	0 030	Ofanto	0,060
Tagliamento	0,055	Biferno	0,060

(Brondi *et al.,* 1986)

4.5.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

Nel mondo vegetale il Cd non è considerato un oligoelemento essenziale, pur essendo un

costituente normale delle piante che possono assorbirlo tramite le radici. Le piante non possiedono un meccanismo escretore per il Cd e l'elemento, una volta assorbito, viene trattenuto (Fleischer *et al.,* 1974). L'accumulo comunque è generalmente maggiore nelle radici che nella sommità della pianta e ciò tende a limitare il movimento dell'elemento attraverso la catena alimentare (CCPR, 1973). Un'indagine condotta recentemente (Zelante e Merlo, 1997) ha evidenziato che il cadmio, come altri metalli pesanti, tende ad accumularsi nelle parti eduli dei vegetali, quali ad esempio le foglie di lattuga e i frutti di zucchino.
Gran parte del Cd immesso nell'atmosfera si deposita sui terreni e nelle acque naturali, per cui viene assunto dagli organismi viventi nelle vicinanze della fonte di inquinamento e trasmesso attraverso la catena alimentare. Ad esempio licheni e muschi, vegetali che accumulano i metalli pesanti, possono fissare anche il Cd permettendo di valutare l'entità della polluzione atmosferica locale. Il loro tasso in Cd è generalmente inferiore a 1 ppm, ma intorno agli stabilimenti che impiegano cadmio questa concentrazione può raggiungere i 100 ppm (Rihimaki, 1972).

- Animali

Negli organismi marini, in particolare nei molluschi e negli organismi filtranti, la concentrazione di Cd è molto più elevata, con fattori di concentrazione di 100. Sebbene i pesci accumulino Cd sia dall'acqua che filtra attraverso le branchie sia per via alimentare, l'assorbimento è limitato in quanto l'elemento è altamente tossico per il pesce ed in particolare per le specie di acqua dolce (ad esempio, la trota) e la morte interviene rapidamente anche a bassissime concentrazioni, generalmente per ipossia dovuta alla precipitazione di mucina nelle branchie (Calamari e Marchetti, 1977).
Si hanno invece poche informazioni sul tasso di Cd negli organismi terrestri, per lo più limitate ai mammiferi erbivori allevati per il consumo alimentare: ad esempio è stato trovato che la concentrazione di Cd nel rene dei bovini è di circa il 10% rispetto a quella riscontrata in vari animali selvatici (cervo, lepre) e dell'1 % rispetto a quella nell'uomo adulto (Fleischer *et al.,* 1974).

- Uomo

Le vie respiratorie e il tratto gastrointestinale sono le due maggiori vie di assorbimento del Cd nell'uomo. L'assorbimento per via cutanea è praticamente trascurabile. Per via respiratoria, un assorbimento oscillante da 10% a 40% è stato osservato sperimentalmente in animali.
Nell'uomo l'assorbimento gastrointestinale che è inferiore a quello che avviene tramite le vie

respiratorie è intorno al 5-8% ed è facilitato dalle diete carenti di calcio, ferro e proteine (Goyer, 2000). La sintesi delle proteine nella quale si lega il calcio aumenta a causa di uno scarso apporto di quest'ultimo e ciò, in ultima analisi, determina un aumento dell'assorbimento del cadmio. Le donne che hanno bassi livelli di ferritina serica assorbono il doppio del normale quantitativo di cadmio (Flanagan *et al.,* 1978). In condizioni di esposizione occupazionale a concentrazioni ambientali di 0,1- 0,5 mg/m^3, possono essere trattenute quantità dell'ordine di 2-5 mg/giorno. Anche il fumo di sigaretta può essere una fonte di assorbimento di cadmio per via respiratoria. Una ne contiene da 1 a 2 μg e il 10% viene inalato (Elinder *et al.,* 1983). Infatti è stato osservato che il Cd si accumula nell'organismo man mano con l'età e con valori più elevati nei fumatori (Lewis *et al.,* 1972). I tessuti del neonato sono pressoché privi di Cd per la funzione di barriera esercitata dalla placenta (Roels *et al.,* 1978).

Negli adulti, dopo esposizione a bassissime concentrazioni per lunghi periodi, circa l'80% del Cd è trattenuto nel fegato e nei reni. In questi organi l'elemento è principalmente legato alla metallotioneina.

L'emivita del Cd nell'organismo è di 10-30 anni e la concentrazione del metallo nei tessuti aumenta, pertanto, per tutta la vita. Negli USA il tasso medio corporeo di Cd in un soggetto adulto di 50 anni è di circa 30 mg (Friberg *et al.,* 1974).

4.5.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Le più comuni fonti di esposizione al Cd per la popolazione sono principalmente costituite dagli alimenti e dal fumo di sigaretta.

Nei cibi, la concentrazione è di norma inferiore a 0,1 μg/g peso umido, mentre concentrazioni molto più alte di Cd sono presenti nei molluschi, nel fegato e nel rene, ove spesso eccedono i 10 μg/g (Webb, 1975).

Tuttavia non sono ancora ben conosciute tutte le fonti di contaminazione alimentare da Cd ed è difficile stabilire a priori quali possano essere di rilevante importanza per gran parte della popolazione.

4.5.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

Nell'intossicazione acuta da fumi e vapori di Cd, si ha un quadro clinico caratteristico con sintomi essenzialmente a carico dell'apparato respiratorio, che insorgono in genere dopo 2-4 ore: dispnea, tosse, senso di costrizione toracica, spesso accompagnata da affaticabilità e

intensi dolori muscolari. Nei casi più gravi possono manifestarsi polmonite, stridore laringeo, emoftoe, dispnea e talvolta edema polmonare acuto che può essere letale.
Nella maggior parte dei casi l'evoluzione è favorevole nel corso di una settimana, ma le manifestazioni possono persistere anche alcuni mesi con capacità vitale ridotta.

- Intossicazione cronica

Nell'intossicazione cronica, l'inalazione di fumi di ossido di cadmio (CdO) per almeno dieci anni anche a bassi livelli si è dimostrata in grado di provocare, in un certo numero di casi, ostruzione ed enfisema polmonare e disturbo cronico dei tubuli renali. La prima manifestazione non è tuttavia necessariamente accompagnata da bronchite che invece può manifestarsi anche molti anni dopo la cessazione dell'esposizione. La manifestazione patologica che più frequentemente si riscontra a seguito dell'esposizione cronica è rappresentata dalla proteinuria. Questa proteinuria tubulare è presumibilmente dovuta ad un difetto delle attività di riassorbimento di proteine a basso peso molecolare, verosimilmente incrementata da una maggior disponibilità di tali corpi proteici nel sangue e quindi nel filtrato glomerulare (Brouwers and Lauwerys, 1973). Studi epidemiologici su individui con disfunzioni del tubulo renale (B_2-microglobulina), dovute ad esposizione professionale al cadmio, hanno mostrato che la proteinuria è irreversibile e che nel tempo, si verifica un significativo aumento di creatina serica, che fa presupporre una glomerulopatia progressiva (Roels *et al.,* 1989)
Di particolare interesse sono inoltre le alterazioni ossee (osteomalacia). I pazienti accusano dolori e parestesie in corrispondenza degli arti inferiori, delle regioni lombari, che si manifestano soprattutto nella deambulazione, nei cambiamenti di posizione, mentre col riposo si attenuano fino a scomparire (Friberg *et al.,* 1990). La tossicità del cadmio infatti coinvolge il metabolismo del calcio. I soggetti in cui il primo abbia provocato gravi nefropatie possono andare incontro a calcoli renali ed ad una eccessiva escrezione del secondo. Inoltre si verificano anche variazioni nel sistema osseo che si possono attribuire alla perdita di calcio e si manifestano con dolori alle ossa osteomalacia e/o osteoporosi (Goyer, 2000). Nei casi di esposizione occupazionale come quelli di esposizione ambientale questo metallo può influenzare il metabolismo del calcio, del fosforo e delle ossa, in quest'ultime attraverso un disturbo nel metabolismo della vitamina D e dell'ormone paratiroideo (Goyer, 2000). Ricerche condotte in Giappone hanno evidenziato che il tasso di mortalità è doppio negli individui che hanno accusato una proteinuria tubulare indotta dal cadmio ed in quelli che pur senza questo disturbo sono vissuti in aree contaminate dal metallo (Nogawa *et al.,* 1979).Va

infine ricordato una pigmentazione dello smalto dentario che inizia in genere al livello del colletto gengivale e che va poi estendendosi facendo assumere allo smalto un colore da giallastro a giallo-oro; i denti rimangono però intatti, né si osservano alterazioni patologiche gengivali (Friberg, 1959). Alcuni studi epidemiologici si sono indirizzati alla determinazione del rapporto tra esposizione occupazionale al cadmio e tumori polmonari e prostatici. Negli adetti alla lavorazione delle batterie cadmio-nichel sia in Inghilterra (Sorahan e Waterhouse, 1983) che in Svezia (Kjellstrom *et al.,* 1979) il rischio riferito ad entrambi i tumori è aumentato. Anche in una revisione di uno studio di coorte relativo ad individui impiegati in un impianto statunitense di recupero del cadmio, il cancro delle vie aeree risulta in aumento (Thun *et al.,* 1985). E' stato inoltre segnalato un effetto carcinogeno del Cd (carcinoma alla prostata) tra i lavoratori esposti, ma questi risultati non sono stati ancori convalidati da studi epidemiologici (Klaassen, 1996).

4.5.8 - VALUTAZIONE DEL RICHIO AMBIENTALE

Il cadmio è estremamente raro in Italia. In forma di composti propri (solfuri e ossidi) esso è presente solo nelle Prealpi Lombarde e nella Sardegna meridionale, dove non rappresenta potenzialmente rischio tossico, in quanto è perfettamente insolubile. A causa della stretta relazione geochimica con la blenda, per il Cd valgono le stesse considerazioni di valutazione di rischio ambientale dello zinco, tenendo comunque in considerazione che la minore abbondanza del cadmio rispetto allo zinco determina conseguentemente un limitato impatto ambientale di origine naturale.

Le maggiori fonti di inquinamento sono pertanto antropogeniche. L'Istituto Superiore di Sanità ha recentemente rilevato la presenza di Cd nelle acque ad uso domestico della Toscana (FI e PI).

4.5.9 - VALUTAZIONE DEL RICHIO PER LA SALUTE UMANA

Da più indagini ambientali è emerso che il livello di fondo del cadmio nell'aria urbana si aggira intorno ai 0,03 $\mu g/m^3$ e che attraverso l'inalazione l'assunzione risulta inferiore al 15% della concentrazione del livello di fondo stesso.

E' stato calcolato inoltre che con l'assunzione di alimenti si ha un apporto giornaliero di circa 30 μg di cui il 50% si fissano nella corteccia renale (Bennett, 1981).

E' stato quindi stimato che la concentrazione del metallo a livello renale può risultare di circa 15 $\mu g/g$ per i residenti in aree rurali e 17 $\mu g/g$ per coloro che risiedono in aree urbane. Tenendo perciò presente che il danno renale inizia a manifestarsi a concentrazioni di 200 $\mu g/g$

di cadmio nel rene, non sussiste rischio per la salute umana ad eccezione di soggetti che siano esposti ad altre fonti quali il fumo di sigaretta o l'ambiente di lavoro.
Questi dati sono in accordo con le direttive della Commissione FAO/WHO in cui si raccomanda che per un soggetto adulto la massima assunzione tollerabile di Cd giornaliera con gli alimenti non debba superare i 65 μg. La WHO ha inoltre recentemente stabilito un valore limite guida per il cadmio nell'acqua potabile corrispondente a 3 μg (WHO, 1996).

4.6 - CROMO (CR)

4.6.1 - INTRODUZIONE

Il metallo è stato scoperto da Vauquelin nel 1797, ma le ricerche tossicologiche ebbero inizio soltanto nella prima metà del 1800 ad opera di Gmelin (1824). Come bioelemento il cromo (Cr) appare essenziale sia nel metabolismo glucidico, che in quello lipidico. I primi studi concernenti il probabile ruolo biologico di questo metallo riguardavano la sua costante presenza nei tessuti del bambino, non riscontrabile con analoga regolarità in quelli dell'adulto, quasi si trattasse di un fattore necessario alla crescita (Schroeder, 1968).
Nelle esposizioni professionali il Cr viene a contatto con l'organismo tramite la cute o l'apparato respiratorio ove esercita prevalentemente la sua azione nociva.
E' stato dimostrato che solo il Cr (VI) provoca infiammazioni della cute e delle mucose con successiva ulcerazione, in particolare del setto nasale. I processi industriali più pericolosi sono quelli che espongono gli operai ai vapori o alle polveri contenenti Cr, cui appartengono le varie preparazioni di pigmenti ed additivi impiegati nei processi di verniciatura. Recentemente tra i lavoratori così esposti si è constatata una più elevata incidenza di carcinomi bronchiali e polmonari (Dalager *et al.,* 1980). Al rischio cancerogeno bisogna aggiungere il meno grave, ma diffusissimo, rischio della sensibilizzazione cutanea con dermatiti da contatto, la cui incidenza può anche raggiungere il 20% tra gli operai esposti (Annual Report Inspector Factories, 1969).
Così il metallo, pur essendo oligoelemento essenziale come Cr (III), deve essere considerato con una certa attenzione per i rischi connessi soprattutto al Cr (VI).

4.6.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE

Il cromo è l'elemento chimico di simbolo Cr, numero atomico 24 e di peso atomico 52,01. E' un metallo duro, grigio lucido come l'acciaio. Non si ossida all'aria, anche in presenza di umidità. Fonde alla temperatura di 1.900° C e bolle a 2.642° C. E' insolubile in acqua, mentre viene sciolto dall'acido cloridrico e solforico diluiti, ma non dall'acido nitrico; viene pure

attaccato dagli alcali. La maggior parte dei composti del Cr sono colorati.

4.6.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

L'erosione da parte del vento è la principale fonte naturale di Cr nell'atmosfera, seguono le emissioni vulcaniche e l'aerosol marino (Tab. 1).

TAB. 1 - ORIGINI NATURALI DELLE EMISSIONI DI CR NELL'ATMOSFERA

ORIGINE	FLUSSI (G X 10^9/ANNO)
Polveri continentali	50
Emissioni vulcaniche	8,4
Aerosol marino	0,05
Incendi di foreste	0,16

(Nriagu, 1989)

- Suolo

Il cromo è un elemento di transizione con caratteristiche metalliche e relativamente diffuso (3,3 x 10^{-2} % della crosta terrestre). Le caratteristiche geochimiche del cromo sono in parte simili a quelle del ferro. Esso è presente spesso in quantità notevoli nelle rocce basiche di tipo gabbrico e peridotitico.

La maggior parte del cromo della litosfera è tuttavia contenuta in tracce nelle strutture di numerosi silicati tra cui olivine, orneblende, granati e miche, in cui il cromo trivalente sostituisce altri ioni metallici. Tuttavia questi minerali sono assai rari e di scarsa importanza geochimica.

- Acqua

La concentrazione media di Cr nell'acqua di mare è 0,00005 mg/l, nelle acque dolci superficiali è 0,0032 mg/l.

Gli alogenuri di cromo sono solubili in acqua, mentre i sali di cromo sono molto facilmente ossidabili e gli ossidi sono insolubili e tendono a precipitare; anche i solfuri sono idrolizzati dall'acqua e precipitano sul fondo delle acque naturali.

4.6.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Usi

La produzione mondiale di cromo è di 3.270.000 t/anno.

Il cromo viene impiegato principalmente nei seguenti settori produttivi:

industria galvanica, industria metallurgica, industria tessile e conciaria, pigmenti, mordenti (sali di cromo). Le forme esavalenti dei composti del cromo (cromati) vengono prodotti durante i processi di fusione, cottura ed estrazione (Goyer, 2000).

Distribuzione ambientale

- Aria

Le attività estrattive ed industriali (produzione di leghe ferro-cromo e materiali refrattari, raffinazione dei minerali, processi chimici, e combustione di combustibili fossili; Goyer, 2000) dell'uomo costituiscono la principale causa di dispersione di Cr nella biosfera. Le industrie produttrici di cemento sono altre possibili fonti del metallo disperso nell'atmosfera; i composti del cromo dopo la ricaduta si depositano sul terreno e nell'acqua (Goyer, 2000). Le particelle sospese nell'atmosfera delle aree urbane ed industrializzate contengono quasi sempre Cr insieme a numerosi altri inquinanti organici.

- Suolo

La concentrazione nel suolo è molto variabile e compresa tra tracce indosabili e 300 ppm ed in alcuni casi fino a 1000- 3900 ppm, espressi come Cr_2O_3 (Robinson *et al.,* 1953).

Il cromo nel terreno è presente in una forma più mobile quella esavalente (Cr VI), e in una considerata immobile, quella trivalente (Cr III): la prima è quella più pericolosa perché più disponibile per l'assorbimento vegetale e più dilavabile, con la possibilità di inquinamento delle falde.

Anche prescindendo dal tipo di terreno, è il Cr (VI) la forma a cui vengono attribuite le azioni fitotossiche e, nell'uomo, quelle ancor più pericolose mutagene e citotossiche. Il Cr (VI) viene trattenuto dal terreno in proporzione modesta da un punto di vista pedologico; si può tenere presente, come ordine di grandezza orientativo, che esso danneggia le piante con il disseccamento apicale a 0,5 ppm nel terreno, mentre con il Cr (III) effetti simili si hanno a ben 100 ppm (Davies 1956). Per la sua somiglianza con AI^{3+} e Fe^{3+} sia nelle proprietà chimiche che nelle dimensioni ioniche, il Cr (III) può comportarsi in modo affine a questi ioni con possibilità di una sostituzione isomorfa, specialmente con l'alluminio. Il Cr(III) è fissato in misura notevole dal terreno ma, più che la capacità di scambio canonico, sembrano in gioco le funzioni chelanti della sostanza organica (Gerick 1943). I suoi composti organici appaiono stabili anche a valori relativamente elevati di pH, ed il Cr (III) chelato dalla sostanza organica

non viene facilmente ossidato a Cr (VI).

Una recente indagine condotta in diverse province italiane ha evidenziato un incremento nel tenore di cromo in terreni in vicinanza a concerie e discariche.

- Acqua

Ricerche condotte da diversi Autori su 100 città degli USA hanno messo in evidenza che la concentrazione media di Cr nelle acque potabili è di circa 0,43 μg/l, con minimi di tracce in dosabili ed un massimo di 35 μg/l (Durfor and Becker, 1962).

Sempre negli USA, uno studio eseguito dall'U.S. Geological Survey sull'acqua di 15 fiumi del Nord America, ha messo in evidenza concentrazioni di Cr comprese tra un minimo di 0,7 μg/l (fiume Sacramento) ed un massimo di 84 μg/l (fiume Mississippi) (Durum and Hafty, 1963). Simili concentrazioni sono state pure rinvenute in alcuni fiumi italiani pesantemente inquinati da cromo come ad esempio l'Arno e il Ticino (Tab. 2).

TAB. 2 - CONCENTRAZIONI DI CROMO NELLE ACQUE DEI PRINCIPALI FIUMI ITALIANI

FIUME	CONCENTRAZIONE (μG/L)	FIUME	CONCENTRAZIONE (μG/L)
Arno	1,20	Adige	0,55
Ombrone	0,10	lsonzo	0,28
Tevere	0,10	Piave	0,18
Ticino	0,80	Reno	0,18
Po (Pavia)	1,00	Basento	0,12
Po (Lagoscuro)	0,90	Ofanto	0,10
Tagliamento	0,10	Biferno	0,12
Volturno	0,12	Pescara	0,35

(Brondi *et al.,* 1986)

Nelle acque dei mari l'elemento risulta presente in quantità notevolmente inferiori; sono state trovate le seguenti concentrazioni: 0,04-0,07 μg/l nei mari del Giappone (Ishibashi and Skigematsu, 1950), 0,12-0,25 μg/l nei mari delle coste inglesi (Loveridge *et al.,* 1960), 0,2-0,4 μg/l nelle acque liguri (Fukai, 1967), 0,46 μg/l nelle acque del mare d'Irlanda (Chuecas, 1966).

Le principali fonti di inquinamento sono i processi industriali di estrazione, trattamento e utilizzazione di minerali contenenti Cr.

Una notevole fonte di inquinamento delle acque da Cr è infatti quella da effluenti delle industrie galvanotecniche che impiegano generalmente acido cromico: il valore medio di cromo presente negli effluenti è di 10-50 mg/l con valori massimi di 150-200 mg/l mentre i

bagni esausti possono contenere fino a 5000 mg/l (Biancucci *et al.,* 1970).

Oltre alle industrie galvaniche vanno ricordate, come causa d'inquinamento, le concerie e, in minor misura, quelle che usano Cr come additivo negli inibitori di corrosione (raffinerie di petrolio, centrali termoelettriche, industrie meccaniche, ecc.) e nei coloranti (industria della carta, tessile, preparazione di inchiostri e vernici).

Le prime segnalazioni di inquinamento di acque nel nostro paese, in particolar modo di quelle sotterranee, risalgono al 1964, quando a Milano casualmente venne riscontrato Cr (VI) nell'acqua di alcuni pozzi. Da allora il Cr venne ricercato sistematicamente in tutte le acque potabili e furono riscontrati valori elevati nelle zone altamente industrializzate; nel Veneto, ad esempio, a Cittadella nel 1977 diversi pozzi sono stati chiusi perché inquinati da Cr.

Indagini più recenti hanno evidenziato la gravità dell'inquinamento, specie nella Pianura Padana (Tab. 3).

TAB. 3 - CONTENUTO DI CR IN DIVERSI CORPI IDRICI DI ALCUNE REGIONI ITALIANE

REGIONE	CONCENTRAZIONE MINIMA (μG/L)	CONCENTRAZIONE MASSIMA (μG/L)
Lazio	0,01	0,80
Lombardia	0,06	35,00
Sicilia	0,05	0,82
Puglia	0,07	2,00

(Brondi *et al.,* 1986)

La presenza di Cr (VI) nell'acqua superficiale e di falda, soprattutto se queste acque vengono utilizzate come potabili, è un fenomeno preoccupante; infatti anche se a livello gastrico il Cr (VI) viene ridotto completamente a Cr (III), nelle vie superiori dell'apparato digerente (orofaringe, esofago) si può avere una continua esposizione che può, a distanza di molto tempo, sviluppare azione cancerogena.

4.6.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

I sali di Cr (III) esercitano un ruolo importante sulla crescita di alcuni vegetali (legumi e cereali). Nei vegetali destinati all'alimentazione umana il contenuto risulta compreso tra 0,003-0,05 μg/kg di materiale secco (Schroeder *et al.,* 1962) (Tab. 4).

TAB. 4 - CONTENUTO IN CROMO DI ALCUNI VEGETALI

	CONCENTRAZIONE (MG/KG PESO FRESCO)
Lattuga	0,12 - 0,21
Spinaci	0,12 - 0,28
Cipolle	0,04 - 0,83
Patate	0,06 - 0,40
Piselli	0,07 - 0,50
Carote	0,01 - 0,13
Sedano	0,08 - 0,12
Cavolo	0,05 - 0,29

(Smart and Sherlock, 1985)

- Animali

Il cromo tende ad accumularsi negli organismi marini con fattore tra 100 e 1000, a seconda che si tratti di organismi filtratori o pelagici. Ad esempio nelle anguille pescate nella laguna veneta le concentrazioni di Cr oscillavano tra 0,10 - 0,21 mg/kg peso fresco (Campesan *et al.,* 1980). Un'altra indagine effettuata in ciprinidi del fiume Po ha riportato valori analoghi (0,174 - 0,363 mg/kg peso fresco) (Gaggino, 1982).

- Uomo

Il Cr e i suoi composti sono assorbiti per via cutanea, respiratoria e gastrointestinale e il grado di assorbimento dipende dalla forma chimica in cui si trova l'elemento. Così il Cr (III) è scarsamente assorbito dal tratto gastrointestinale:

L'introduzione quotidiana dell'elemento con gli alimenti nell'uomo è calcolata tra i 30 e i 100 μg, la quasi totalità dei quali è escreta con le feci, mentre solo lo 0,1-0,2% circa viene assorbito nel segmento medio dell'intestino tenue (Donaldson e Barreras, 1966).

La via di penetrazione nell'organismo per i soggetti professionalmente esposti è costituita in massima parte dall'apparato respiratorio, essendo quantitativamente limitata la penetrazione per via digestiva e percutanea. Infatti, nei polmoni sono stati riscontrati i più alti valori di Cr con concentrazioni medie di 20 μg/g che tendono ad aumentare con l'età, mentre negli altri organi e tessuti il contenuto in Cr è di circa 1-10 μg/g.

L'escrezione del metallo avviene per l'80% attraverso le urine e per il rimanente con le feci. I livelli medi di escrezione sono inferiori a 5 μg/l (Imbus *et al.,* 1963).

4.6.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Gli alimenti che ne contengono quantità rilevanti sono le ostriche, il lievito di birra, il fegato e il tuorlo d'uovo; seguono i formaggi, le carni, la farina non raffinata e il pesce (Bressa, 1999).

4.6.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

L'intossicazione acuta, più frequente e più grave con il Cr (IV) e i suoi composti, avviene generalmente per via gastro-enterica. Secondo alcuni Autori, la dose minima letale per via orale nell'uomo è di 1-2 g per l'acido cromico e di 6-8 per il bicromato di potassio (Bozza Marrubini *et al.,* 1987).

La sintomatologia conseguente ad ingestione è caratterizzata da tumefazione delle labbra e della lingua, secchezza delle fauci, gastralgie, vomito con dolori addominali, diarrea sanguinolenta, oliguria, proteinuria, anuria e decesso per coma uremico. Nei casi di sopravvivenza possono residuane gravi lesioni epatiche e renali.

All'esame anatomo-patologico, si osservano alterazioni ulcero-necrotiche a carico della mucosa dell'apparato gastro-enterico. Il fegato presenta fenomeni di degenerazione peri-, centro-tabulare con proliferazione delle cellule di Kupffer. A carico del rene si ha iperemia glomerulare e necrosi dei tubuli, in modo particolare quello prossimale e l'ansa di Henle.

Nei casi di inalazione i primi sintomi si hanno a carico dell'apparato respiratorio con tosse, escreato, broncospasmo e fenomeni bronco-pneumonici con lesioni ulcero-necrotiche delle prime vie aeree e congestione polmonare.

Il Cr (IV) può determinare effetti tossici acuti anche per via cutanea. Brieger (1920) ha riportato la morte di 12 persone in seguito ad applicazione di una pomata antiscabbia al bicromato di potassio.

- Intossicazione cronica

Nell'intossicazione cronica, il quadro clinico è caratterizzato da manifestazioni che in modo particolare interessano la cute, le mucose, l'apparato digerente, respiratorio e con minor frequenza quello emopoietico.

Le alterazioni cutanee hanno sede per lo più agli arti superiori ed al volto, talora anche ai piedi e ovunque la cute può venire in contatto con l'agente nocivo.

Le ulcere sono spesso molteplici e hanno scarsa tendenza alla guarigione. Sulla cute il Cr può indurre inoltre reazioni di sensibilizzazione con dermatite eczematosa da contatto.

Indagini epidemiologiche condotte da diversi Autori (Baetjer 1959; Taylor, 1966; Langard and Norseth, 1975) hanno chiaramente documentato che, tra gli operai addetti alla produzione di cromati e bicromati, l'incidenza del carcinoma bronco-polmonare è molto più elevata rispetto alla normalità della popolazione.

4.6.8 - VALUTAZIONE DEL RICHIO AMBIENTALE

Poco si conosce circa l'impatto sull'ambiente dell'inquinamento da Cr, del suo ciclo in natura e dei suoi effetti sulla materia vivente.

L'unico rischio potrebbe essere rappresentato da un aumento dell'acidità delle acque circolanti legato ad attività antropiche ("piogge acide") che potrebbe comportare col tempo una certa solubilizzazione dei composti di Cr.

L'Istituto Superiore di Sanità ha recentemente rilevato la presenza di Cr nelle acque ad uso domestico della Toscana (FI e PI).

4.6.9 - VALUTAZIONE DEL RICHIO PER LA SALUTE UMANA

E' stato stimato che solo il 10% del cromo viene assunto con gli alimenti e l'acqua e il 50% dall'aria inspirata. E' stato inoltre stabilito che un soggetto adulto assume giornalmente 2 litri di acqua e respira circa 20 m^3 d'aria contenente Cr ad una concentrazione di 0,02 $\mu g/m^3$.

Vista la natura relativamente non tossica del cromo presente negli alimenti l'Organizzazione Mondiale di Sanità ha stabilito un limite tollerabile per la popolazione in generale abbastanza elevato corrispondente a 250 μg/giorno.

Per quanto riguarda la cancerogenicità del cromo esavalente, la IARC afferma che non vi è evidenza di rischio per la salute umana ai livelli comunemente presenti nell'ambiente (WHO, 1984; 1996). Al contrario il rischio per l'esposizione al cromo, particolarmente nelle industrie produttrici ed in quelle che fabbricano pigmenti cromici, è associata al cancro del tratto respiratorio (Langart e Norseth, 1986).

4.7 - MERCURIO (Hg)

4.7.1 - INTRODUZIONE

Il mercurio era ben conosciuto nell'antichità: si otteneva, mediante macinatura in presenza di aceto, dal cinabro rosso (HgS), il quale veniva usato dai Romani come pigmento per decorare le ville ed anche come cosmetico.

Si conoscevano pure le proprietà tossicologiche del metallo, poiché il "mercurialismo" è stata una delle prime tecnopatie industriali riconosciute: è noto infatti che i Romani condannavano gli schiavi e i prigionieri a estrarre il minerale dalle miniere di Almadèn in Spagna, non soltanto per la gravosità del lavoro, ma anche per il rischio tossico che esso comportava.

Nel medioevo il Hg veniva usato estensivamente nel trattamento delle malattie veneree e Fracastoro, nel "De Morbo Gallico", descrisse il trattamento di un paziente che, avvolto in coperte di lana, rimaneva seduto su un vaso da notte contenente del cinabro che veniva

bruciato fin quando il malato emetteva saliva e i suoi denti cadevano.
La sua tossicità era così ben conosciuta che diversi composti del metallo furono usati come veleni per assassini e suicidi. Vi sono indizi che portano a pensare che Napoleone, Ivan il Terribile e Carlo II d'Inghilterra siano morti per avvelenamento da mercuriali, accidentale o deliberato che fosse.
L'incremento dell'uso di mercurio nella tecnologia moderna ha portato ad un progressivo inquinamento dell'ambiente con il rischio di avvelenamenti epidemici.
All'inizio degli anni '50 una epidemia causata da insoliti disturbi neurologici esplose in Giappone tra la popolazione della baia di Minamata, in particolar modo tra i pescatori, le loro famiglie e gli animali domestici (Harada, 1995).
Il disturbo era connesso al consumo di pesce pescato nella baia e, dopo indagini accurate, si sospettò che il Hg ne fosse la causa principale. Inizialmente non era stata attribuita una priorità al Hg come agente determinante nell'intossicazione, poiché mancavano i sintomi classici del mercurialismo, sebbene alti livelli di Hg fossero rinvenuti nella melma della baia di Minamata, nei tessuti dei pesci e delle vittime. Che l'agente determinate non fosse il Hg, ma un suo composto organico - il metil-Hg -, fu in seguito scoperto confrontando le alterazioni del sistema nervoso centrale dei soggetti intossicati di Minamata con quelli osservati nei lavoratori morti in seguito ad avvelenamento conseguito durante la lavorazione di fungicidi alchil-mercurici; da ulteriori studi si scoprì che il Hg inorganico poteva essere metilato in particolari condizioni ambientali da alcune specie di microrganismi (Kurland *et al.,* 1960).

4.7.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE

E' l'elemento chimico di simbolo Hg, numero atomico 80 e di peso atomico 200,59. E' un metallo liquido di colore argenteo. Bolle alla temperatura di 356,6° C e solidifica a -38,9° C. Ha una densità di 13,546 ed una tensione di vapore di 2×10^{-3} mm a 25° C. Insolubile in acqua, ma solubile in acido nitrico diluito.

4.7.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

Concentrazioni di mercurio nell'aria di zone remote si aggirano intorno a 0,005 $\mu g/m^3$ (Nriagu and Davidson, 1986). I processi naturali di degassificazione sono la fonte principale di Hg nell'atmosfera (25.000-150.000 t/anno, WHO, 1976; NRCC, 1979), cui seguono le

emissioni provenienti dalle attività biologiche di vari microrganismi presenti nei sedimenti marini (Tab.1).

TAB. 1 - ORIGINI NATURALI DELLE EMISSIONI DI HG NELL'ATMOSFERA

ORIGINE	FLUSSI (G X 10^9/ANNO)
Processi di degassificazione	17,80
Emissioni da attività biologica	7,60
Aerosol marino	1,40
Incendi di foreste	0,04
Emissioni vulcaniche	0,02
Totale	**26,80**

(NAS, 1978)

- Suolo

Il mercurio non viene considerato come elemento di transizione, ha caratteristiche metalliche e, poiché ha un basso punto di fusione si trova allo stato liquido a temperatura ambiente. Non è abbondante in natura (2,7 x 10^{-6} % della crosta terrestre), tuttavia i suoi minerali si trovano in giacimenti localizzati da cui possono essere estratti facilmente. Viene generalmente ricavato dal solfuro di mercurio (HgS), presente in giacimenti di origine idrotermale poco profonda, più comunemente nella fase stabile romboedrica rossa (cinabro). Allo stato elementare il mercurio è molto raro, anche se nei giacimenti cinabriferi sono stati spesso segnalati ritrovamenti di mercurio nativo. La concentrazione media di Hg nelle rocce e nel suolo di tutta la superficie terrestre è di circa 50 μg/kg (Magos, 1988).

- Acqua

La concentrazione media di Hg nell'acqua di mare è 5 μg/l, mentre negli oceani, pur essendoci vasti depositi sui fondali, le concentrazioni sono generalmente al di sotto di 3 μg/l e in acque dolci non contaminate il tenore di Hg è solitamente inferiore a 20 μg/l (EPA, 1974).
Il solfuro di mercurio e molti altri composti inorganici di mercurio sono assai poco solubili in acqua, per cui tracce di questo metallo nelle sorgenti minerali sono rarissime. Tuttavia i composti organici, come il metilmercurio e il dimetilmercurio sono più solubili e stabili nelle soluzioni acquose: il mercurio proveniente dai giacimenti cinabriferi subisce rapida metilazione ad opera di batteri anaerobi presenti nei sedimenti dei corsi d'acqua.

4.7.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

Il mercurio si ricava dal cinabro riscaldandolo come tale all'aria. Il prodotto grezzo viene poi purificato per distillazione.

La produzione mondiale di mercurio è di 1.960 t/anno. In Italia le miniere del Monte Amiata sono inattive dal 1977: nel 1969 l'Italia produceva 355.000 t di mercurio, scese a 20.000 nel 1977.

- Usi

Il mercurio viene impiegato principalmente nei seguenti settori produttivi:

apparecchiature scientifiche (termometri, barometri, pompe a vuoto, interrutori a tempo), lampade a vapori di mercurio, industria estrattiva dell'oro, industria della soda caustica, pile, pigmenti ("cinabro": solfuro di mercurio), leghe (amalgame liquide o solide con Ag, Al, As, Au, Bi, Cd, Cu, K, Na, Pb, Sb, Sn, Zn), nell'industria della carta anche se ha subito una drastica diminuzione e, in Svezia è stato proibito già dal 1966 (Goyer, 2000).

Distribuzione ambientale

- Aria

Indagini ambientali eseguite in varie parti del mondo hanno rilevato che le concentrazioni di Hg presenti nell'atmosfera di centri urbani oscillavano tra 0,58 e 50 ng/m^3 (NAS, 1978; Schroeder *et al.,* 1987), mentre i livelli in aree rurali si aggiravano intorno ai 2 ng/m^3 (Nriagu and Davidson, 1986). Una ricerca condotta in Italia, in alcune località quali Milano, ha evidenziato tassi estivi di Hg di 0,10 ng/m^3, che durante il periodo invernale salivano a circa 0,20 ng/m^3 (Dall'Aglio e Fornaseri, 1986).

Oltre ai processi di origine naturale, contribuiscono all'innalzamento dei livelli rinvenibili nell'atmosfera, specie nelle aree industrializzate, le molteplici attività antropogeniche, come ad esempio la combustione del carbon fossile che costituisce un'importante fonte di Hg rilasciato nella biosfera (Purves, 1985). Le attività industriali che non impiegano direttamente il mercurio o i suoi prodotti, danno comunque origine a quantità notevoli del metallo (Goyer, 2000). Il combustibile fossile può contenere fino a 1 ppm e si valuta intorno a 5000 tonnellate la quantità di mercurio che può essere emessa in un anno, bruciando il carbone, il metano e durante la raffinazione dei prodotti petroliferi. Probabilmente almeno un terzo del mercurio presente nell'atmosfera proviene dalle attività industriali (Goyer, 2000).

- Suolo

In aree inquinate, specialmente nelle vicinanze di impianti di produzione cloro-soda i livelli di Hg possono raggiungere dagli 800 ai 1.000 mg/kg (Bennett, 1991). Comunque l'intervallo di concentrazione di Hg nei terreni solitamente varia da 0,01 a 0,5 mg/kg(Abollino *et al.,* 1996). Si stima che il tempo di permanenza nel suolo si aggiri intorno ai 1.000 anni (NAS, 1978).

- Acqua

Le attività umane degli ultimi cinquant'anni hanno aumentato il tasso di Hg nell'ambiente, specialmente nelle acque. Si pensi che nei sedimenti della baia di Minamata sono state riscontrate concentrazioni superiori a 2.010 mg/kg e, alla distanza di 1,5 km in mare aperto, la concentrazione diminuiva sino a 22 mg/kg, un valore ancora notevolmente alto (Takeuchi, 1972).

Contaminazioni da Hg sono state riscontrate pure in molti fiumi d'Europa in cui affluiscono le acque di scarico di intere zone altamente industrializzate.

Infatti la maggior sorgente di contaminazione di Hg è dovuta ai rifiuti industriali che, una volta immessi nelle acque, si mescolano ai sedimenti del fondo per poi essere riciclati nella biosfera. In particolar modo, il mercurio, una volta immesso nell'ambiente, può essere biotrasformato da diversi microrganismi che traggono l'energia necessaria per la propria crescita. Alcuni di essi convertono il Hg metallico a ione Hg+ e Hg++, altre specie del tipo anaerobico solubilizzano invece composti insolubili (HgS) a ione Hg++ riducendolo successivamente a mercurio elementare. Esistono poi batteri capaci di trasformare il Hg elementare in composti organici, gli alchil-Hg, che tendono ad evaporare e a liberarsi nell'atmosfera dove, sottoposti ai raggi ultravioletti e all'azione di altri microrganismi, sono convertiti in Hg elementare (Bressa, 1986). Solitamente le concentrazioni di Hg in acque di superficie risultano inferiori ad 1 ng/l, poichè esso tende a depositarsi nei sedimenti e successivamente ad entrare nella catena alimentare (Franco *et al.,* 1980; Schofield *et al.,* 1994).

Indagini effettuate in alcune regioni italiane su corpi idrici utilizzati a scopo potabile hanno evidenziato in alcune aree livelli di Hg elevati, probabilmente di origine antropogenica (Tab. 2).

TAB. 2 - CONTENUTO DI HG IN DIVERSI CORPI IDRICI DI ALCUNE REGIONI ITALIANE

REGIONE	CONCENTRAZIONE MINIMA (μG/L)	CONCENTRAZIONE MASSIMA (μG/L)
Lazio	< 0,001	0,5
Lombardia (Milano)	7,0	63,0
Sicilia	< 5,0	-
Puglia	1,0	7,0
Veneto (Agordino)	< 0,3	1,7

(Brondi *et al.,* 1986)

4.7.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

Le piante assorbono il mercurio attraverso le radici o direttamente dall'aria. Tipiche concentrazioni di Hg in piante cresciute in suoli agricoli corrispondono a 10 - 40 ng/g peso fresco (Bennett, 1981). I funghi in particolar modo accumulano elevate concetrazioni di Hg anche in presenza di bassissimi livelli di tale metallo nel suolo in cui crescono (Stegnar *et al.,* 1973; Bressa *et al.*. 1988).

- Animali

E' noto ormai che il Hg, sebbene non sia un elemento essenziale, viene accumulato nei tessuti viventi. Questo processo di concentrazione implica l'esistenza di catene alimentari in cui piccoli organismi contenenti Hg vengono assunti da organismi più grandi, e così via. Gli organismi superiori della catena concentrano il Hg assorbito da quelli inferiori della catena e questo accumulo di metallo può condurre ad alti contenuti nei tessuti di animali vicini alla sommità della catena. Ad esempio, nel caso del pesce, piccole alghe marine trasportano composti di Hg aderenti alla loro superficie. Il pesce, mangiando queste o altri organismi, accumula il Hg nei suoi tessuti, a concentrazioni che sono relativamente poco tossiche per esso, in quanto possiede un sistema nervoso meno sviluppato rispetto all'uomo. Invece il pesce, così contaminato, diventa estremamente neurotossico per l'uomo che se ne alimenta, del che si è avuta tragica notizia dal Giappone (Minamata e Niigata), dove la popolazione locale si nutriva prevalentemente di pesce inquinato da metil-Hg (Harada, 1995).

Sono particolarmente contaminati da Hg pesci di grande taglia e/o all'apice delle catene trofiche quali ad esempio tonno, squalo, pesce spada, luccio (De Renzi *et al.,* 1987; Vettorazzi, 1987; Wheeler 1996).

- Uomo

Il Hg metallico, se ingerito, non viene praticamente assorbito dal tratto gastrointestinale

(0,01%; Goyer, 2000), i sali di Hg invece vengono assorbiti intorno al 7%, mentre il 70-80% (90-95%; Goyer, 2000) del Hg, se inalato, viene trattenuto negli alveoli polmonari ed in seguito viene prontamente ossidato a ione bivalente (Hg++), che è ritenuta la forma più tossica del mercurio inorganico. Una volta assorbito, il Hg si distribuisce a tutti gli organi con un'emivita media di 60 giorni. Il tessuto renale ha una notevole attitudine ad accumulare Hg, così pure i capelli di persone che si alimentano essenzialmente con prodotti ittici (Oskarsson *et al.,* 1990) (Tab. 3). In seguito ad una esposizione a sali inorganici e a vapori di mercurio come gia detto il rene contiene le maggiori quantità del metallo, mentre quello organico ha una maggiore affinità per il cervello, soprattutto per la corteccia posteriore. Comunque il sistema nervoso centrale è un sito di accumulo anche per i vapori di mercurio e in minor misura per i sali inorganici (Goyer, 2000). Nel metabolismo cellulare, all'interno delle stesse, il Hg si può legare a diversi sistemi enzimatici, inclusi quelli microsomiali e mitocondriali, causando danni aspecifici o la sua morte (Goyer, 2000).

La maggior via di escrezione è quella urinaria e solo una piccola percentuale del Hg assorbito viene eliminata con l'aria espirata e con le feci attraverso le vie biliari. Più precisamente l'escrezione del mercurio dall'organismo avviene in modo differente a seconda della sua forma, della dose e del tempo trascorso dal momento dell'esposizione. Ad esempio i vapori di mercurio possono essere parzialmente espirati, ma l'escrezione fecale è la via principale ed è comunque predominante subito dopo l'esposizione mentre l'escrezione renale aumenta nel corso del tempo (Goyer, 2000).

TAB. 3 - CONTENUTO DI MERCURIO TOTALE IN ORGANI E TESSUTI IN SOGGETTI SANI

TESSUTO O ORGANO	MG/KG PESO FRESCO	TESSUTO O ORGANO	MG/KG PESO FRESCO
Cervello	0,11	Trachea	0,036
Cervelletto	0,11	Polmone	0,081
Cuore	0,054	Fegato	0,42
Pancreas	0,077	Milza	0,073
Rene	0,97	Surrene	0,12
Intestino tenue	0,057	Intestino crasso	0,078
Testicolo	0,067	Muscolo	0,056
Cute	0,051	Sangue	0,054
Capelli	5,40		

(Underwood, 1977)

La distribuzione del mercurio nell'organismo costituisce un fattore di notevole rilievo nella tossicologia di questo metallo: a determinate concentrazioni, i composti mercuriali sia

organici che inorganici avvelenano qualsiasi tipo di cellula con la quale vengono a contatto (Klaassen, 1995).

4.7.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Gli alimenti sono la principale fonte di mercurio per la popolazione non esposta in ambito lavorativo e i pesci e prodotti ittici sono quelli che ne contengono di più: l'assunzione media giornaliera di Hg corrisponde a 10 - 12 μg, ma in alcune aree contaminate da Hg o dove vi è un elevato consumo di pesce la quantità assunta può essere molto più elevata (WHO, 1996) (Tab. 4).

A seguito dei casi di epidemia da Hg dovuti al consumo di prodotti ittici in Giappone negli anni '60, la Commissione Congiunta della FAO/WHO stabilì che il limite massimo ammissibile di Hg negli alimenti non superasse i 5 μg/kg (WHO, 1976).

TAB. 4 - CONTENUTO DI HG IN ALCUNI ALIMENTI

ALIMENTO	CONCENTRAZIONE (MG/KG)
Carne bovina	0,012
Lardo	0,018
Fegato di maiale	0,060
Fegato di bue	0,016
Tonno	1,41 - 6,40
Anguilla	0,21 - 0,40
Gamberetti	0,29 - 0,97
Sardine	0,06 - 0,80

(Bressa *et al.,* 1988b; Guandalini e Mantovani, 1988)

4.7.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

L'inalazione di vapori di Hg (1,2-8 mg/m^3) nell'uomo causa intossicazione acuta, provocando un danno permanente al sistema nervoso con possibilità di morte. L'inalazione a livelli inferiori può provocare inizialmente bronchiti acute, corrosive e polmoniti interstiziali (Goyer, 2000).

In seguito ad ingestione accidentale di sali solubili del metallo, come il cloruro di mercurio ($HgCl_2$), si hanno inizialmente dolori colici, poi compare diarrea mucosanguinolenta ed anuria. La morte può sopravvenire, specialmente nelle forme acutissime in stato sincopale, entro le 24 ore (Bozza Marrubini *et al.,* 1987).

Nei giorni seguenti compare la stomatite: le gengive sono tumefatte e arrossate talora anche

ulcerate; l'alito è fetido. Accanto a tale sintomatologia sono sempre presenti manifestazioni renali rilevabili di solito già dopo poche ore dall'assunzione del tossico. Fenomeno predominante e caratteristico è l'anuria. L'urina emessa prima dell'anuria contiene albumina e, in grande quantità, elementi epiteliali renali più o meno degenerati; frequente anche l'ematuria (Klaassen, 1995).

- Intossicazione cronica

L'intossicazione cronica o "mercurialismo" colpisce il sistema nervoso in maniera insidiosa, così che gli effetti tossici non possono essere osservati se non dopo mesi dall'esposizione (Lauwerys, 1980).

La manifestazione fondamentale del mercurialismo cronico è rappresentata dal tremore che suole manifestarsi dapprima a carico degli arti superiori e nei casi gravi si estende anche agli arti inferiori, ai muscoli della faccia e della lingua. Al tremore si associa spesso un particolare stato psichico, contrassegnato da depressione con apatia ed irritabilità. Il sonno è spesso agitato e interrotto da allucinazioni terrificanti; i pazienti accusano inoltre cefalee di tipo emicranico, cardiopalmo e parestesie; sono piuttosto frequenti le manifestazioni a carico dell'apparato digerente rappresentante da stomatiti, gastriti e coliti (WHO, 1981).

Si è osservato che diversi composti di Hg sono capaci di causare aberrazioni cromosomiche e di provocare effetti teratogeni nelle forme di vita più semplici mentre non è stata dimostrata la possibilità che il Hg possa indurre anormalità generiche dell'uomo che consuma regolarmente una dieta a base di pesce con alti tenori di Hg (Harada, 1995).

4.7.8 - VALUTAZIONE DEL RICHIO AMBIENTALE

Il mercurio non rappresenta una fonte di rischio di contaminazione naturale in Italia: giacimenti cinabriferi sono quelli del Monte Amiata e delle zone limitrofe nella Toscana centrale (GR, SI, LU), il cui sfruttamento è sceso significativamente nell'ultimo ventennio, al punto che, attualmente, l'Italia non è più al primo posto nell'estrazione di questo elemento; inoltre, sia il Hg nativo che il solfuro di Hg sono assai poco o affatto solubili. L'unico modo in cui questo elemento potrebbe trasferirsi dal suolo alle acque sarebbe rappresentato dall'instaurarsi di condizioni riducenti che, trasformando i composti metallici in forme ridotte e solubili nelle acque circolanti, favoriscono le reazioni di alchilazione biologica da parte di batteri anaerobi. Tuttavia i suoli della zona dei giacimenti toscani sono ben aerati e, pertanto, i composti del Hg restano stabili e, di conseguenza, non rilevabili nelle falde.

In conclusione, le zone a maggior rischio tossico in Italia sono limitatamente quelle

antropizzate e fortemente industrializzate, insistenti su terreni riducenti e ricchi di acqua, come il Piemonte orientale (NO, AL), la Lombardia occidentale (PV), le coste sud-occidentali del Lazio (LT), le coste pugliesi a ovest di Taranto e la Sardegna sud-occidentale (OR, CA).

4.7.9 - VALUTAZIONE DEL RICHIO PER LA SALUTE UMANA

Il maggior rischio per la salute umana deriva dagli effetti neurotossici del mercurio negli adulti ed è nota la sua tossicità per il feto se la madre è esposta al metilmercurio durante la gravidanza (Barlow and Sullivan, 1984). L'effeto critico determinato dall'esposizione prenatale al metil mercurio è il ritardo psicomotorio del neonato si verificano già quando le concentrazioni del metallo, nei capelli della madre sono tra 10 e 20 ppm (Goyer, 2000).

La Commisione di esperti della FAO/WHO raccomanda che l'assunzione di Hg totale non superi i 5 μg/kg di peso corporeo per settimana, con non più di 3,3 μg/kg sotto forma di metilmercurio.

Generalmente solo l' 1% dell'assunzione totale di mercurio inorganico proviene dall'acqua potabile, mentre l'84% deriva dalla dieta; il pesce può incidere con una percentuale che può variare tra il 20 e l'85% del mercurio totale, prevalentemente presente come metilmercurio (WHO, 1996).

Considerando che la dose media giornaliera assodata con effetti lesivi per la salute è di 300 μg/giorno per un adulto oppure di 4,3 μg/giorno per kg di peso corporeo, vi può essere un rischio reale di intossicazione solo per coloro che consumano abitualmente prodotti ittici contaminati da mercurio.

Ultimamente, si è richiamata l'attenzione sul mercurio rilasciato dall'amalgama dentale, che può determinare diversi effetti e rischi sulla salute umana, accumulandosi maggiormente in molti organi, tra cui il sistema nervoso ed i reni.(Clarkson *et al.,*1988; Langworth *et al.,* 1988).

4.8 - NICHEL (NI)

4.8.1 - INTRODUZIONE

Il termine "nichel" ebbe origine nel XVIII secolo in quanto alcuni minatori tedeschi che cercavano metalli preziosi, delusi da ciò che avevano trovato, associarono le loro scoperte ad uno spirito maligno chiamato "vecchio Nick".

La prima identificazione ufficiale del metallo avvenne nel 1751 da parte di Cronstedt, ma pare che fosse già conosciuto in epoche remote dai Cinesi. Tuttavia il suo sfruttamento

commerciale non iniziò fino all'ultima metà del XIX secolo per le difficoltà nell'ottenere il metallo puro, quali la mancanza di un metodo valido per la separazione del nichel dal rame, che si sviluppò solamente nel 1880 (processo Orford), e quella del procedimento adeguato per ottenere un prodotto puro, realizzato soltanto nel 1902 con la scoperta da parte di Mond del processo nichel-carbonile.

Per quanto concerne gli aspetti tossicologici del nichel, la prima indagine fu pubblicata nel 1826 da Gmelin che, somministrando dosi elevate di solfato di nichel ($NiSO_4$) a conigli per via orale, osservò gravi gastriti e convulsioni letali. Da allora numerosi sono stati gli studi sugli effetti tossici del Ni.

La tossicità del Ni e dei suoi composti, in seguito ad assunzione orale, è molto scarsa, dell'ordine di elementi quali lo Zn, il Cr e il Mn. I suoi sali esercitano la loro azione soprattutto sulla mucosa gastro-intestinale, provocando irritazioni.

Questa relativa atossicità del Ni per i mammiferi sembra essere dovuta a un limitato assorbimento intestinale, anche a dosi capaci di indurre irritazioni dell'apparato digerente.

Al contrario, nelle persone che lavorano in industrie di raffinazione del nichel, questo metallo si è rilevato un agente cancerogeno nei confronti del tratto respiratorio. Sono comuni anche casi di dermatiti allergiche da contatto (monete e gioielli) (Goyer, 2000).

4.8.2 - CARATTERISTICHE FISICO-CHIMICHE

Il nichel è l'elemento chimico di simbolo Ni, numero atomico 28 e di peso atomico 58,71. E' un elemento duttile e malleabile, dall'aspetto simile all'argento, ma con un riflesso che volge al grigiastro. Fonde alla temperatura di 1.452 °C e bolle a 2.730 °C, ha densità 8,90 a 25 °C e tensione di vapore di 1 mm Hg a 1.3 10 °C. E' insolubile in acqua sia calda che fredda, viene attaccato dagli acidi, ma è resistente agli alcali forti.

4.8.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

I livelli naturali di nichel nell'aria di aree remote sono solitamente inferiori a 0,10 ng/m^3 (Nriagu and Davidson, 1986). I processi di erosione da parte del vento sono la fonte naturale principale di Ni nell'atmosfera, seguono le emissioni vulcaniche e le attività biologiche naturali (Tab. 1).

TAB.1 - ORIGINI NATURALI DELLE EMISSIONI DI NI NELL'ATMOSFERA

ORIGINE	FLUSSI (G X 10^9/ANNO)
Polveri trasportate dal vento	4,8
Emissioni vulcaniche	2,5
Attività biologica naturale	0,8
Incendio di foreste	0,2
Polvere meteorica	0,2
Aerosol marino	0,009
Totale	8,5

(Schmidt and Andren, 1980)

- Suolo

Il nichel è un elemento di transizione con caratteristiche metalliche ed è abbastanza diffuso in natura (0,018% della crosta terrestre). E' inalterabile all'aria e si trova anche allo stato nativo, comunque mai puro, ma più spesso come lega naturale con il ferro, la cui origine può essere sia tellurica che extratellurica (meteoriti). Il nichel-ferro può contenere da 24 a 77% di nichel e tracce di cobalto, fosforo, carbonio e zolfo. Alcuni giacimenti di nichel possono avere una genesi per metamorfismo di contatto. In Italia non esistono giacimenti né di nichel né di nichel-ferro, ma solo rari minerali variamente arricchiti di questo elemento. Il nichel infatti si trova come elemento accessorio in diversi minerali.

- Acqua

La concentrazione media di Ni nell'acqua di mare è 0,0005 mg/l, nelle acque dolci superficiali è 0,0 19 mg/l.

I nitrati e gli alogenuri, ad eccezione dei fluoruri, sono solubili in acqua.

Il significato geologico della presenza di nichel nelle acque minerali sarebbe da ricercarsi nell'età dei terreni da cui sgorgano le sorgenti che attraversano giacimenti di pentlandite e di minerali nicheliferi.

4.8.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

Il nichel viene estratto dalla garnierite, dalla pirrotite nichelifera e dagli "speiss" nicheliferi. I procedimenti di estrazione sono piuttosto complessi e variano con la natura del minerale da trattare; in ogni caso si ottiene l'ossido da cui si ricava il metallo per riduzione con carbone di legna oppure con vapore acqueo a 350-400°C. La produzione mondiale di nichel dalle miniere

è di 633.840 t/anno.

- Usi

Il nichel viene impiegato principalmente nei seguenti settori produttivi:

- Catalizzatore per l'industria chimica
- Industria galvanica ("nichelatura": solfato di nichelio)
- Leghe di Ni con Al, Au, Cu, Zn e Fe.
- Acciai legati, speciali e inossidabili (Ni/Cr)

Distribuzione ambientale

- Aria

Il Ni è pure presente nel petrolio e nel carbon fossile (mediamente 15 μg/g), dai quali viene rilasciato nell'atmosfera attraverso la combustione. Le attività estrattive ed industriali dell'uomo sono causa di ulteriore dispersione del metallo nella biosfera (Tab. 2). Sono stati ad esempio riscontrati tassi di Ni nell'atmosfera di aree urbane degli USA che variavano tra i 17 e i 25 $\mu g/m^3$ contro i 6 $\mu g/m^3$ rilevati in aree rurali (NAS, 1975). Ciò sta a dimostrare che nelle aree urbane il traffico automobilistico e il riscaldamento domestico sono le fonti principali di inquinamento da Ni (Kretzschmar *et al.,* 1980). Tassi più elevati sono stati registrati in aree altamente industrializzate e in grandi città: 140 $\mu g/m^3$ in Meuse Valley (Belgio), 117-175 $\mu g/m^3$ in una città industrializzata della Cecoslovacchia e 150 $\mu g/m^3$ a New York (Rondia, 1979; NAS, 1975).

TAB. 2 - ORIGINI ANTROPOGENICHE DELLE EMISSIONI DI NI NELL'ATMOSFERA

ORIGINE	FLUSSI (G X 10^9/ANNO)
Residui di combustione di oli	27,0
Estrazione e raffinazione del Ni	7,2
Incenerimento di rifiuti	5,1
Produzione dell'acciaio	1,2
Applicazioni industriali	1,0
Combustione di benzina	0,9
Combustione di carbone	0,7
Totale	**43,0**

(Schmidt and Andren, 1980)

- Suolo

La concentrazione nel suolo è molto variabile, compresa tra i 10 e i 100 mg/kg di peso secco

con i valori più elevati in suoli derivati da serpentine.

Inoltre numerosi studi sulla distribuzione dei metalli pesanti in fiumi, laghi ed estuari, hanno dimostrato che alcuni elementi, tra cui il Ni, tendono a concentrarsi nei sedimenti raggiungendo fattori perfino di 1.000 (Bennett, 1981). E' stata fatta l'ipotesi che concentrazioni così elevate possano risalire la catena alimentare, così che ai vertici di quest'ultima si possono ottenere concentrazioni sufficientemente elevate da risultare letali o quanto meno dannose, analogamente a quanto dimostrato per altri elementi (Hg, Cd e Pb).

Le concentrazioni medie di Ni nel suolo si aggirano intorno a 1,5-20 mg/kg.

- Acqua

Nelle acque naturali il contenuto di Ni è dell'ordine di 0,1-0,5 µg/l ed è condizionato dalla concentrazione del metallo nelle rocce e nei sedimenti del bacino idrografico, dalla mobilità geochimica e in alcuni casi dalla acidità delle piogge. Tuttavia, in molte circostanze, elevate concentrazioni del metallo nelle acque sono da attribuirsi ad attività umane: Oliver (1973) ha misurato il contenuto prima (22 mg/kg di peso secco) e dopo l'efflusso di acque di rifiuto municipali (71 mg/kg di peso secco).

Un'indagine effettuata in Italia su alcuni importanti corpi idrici di sorgenti ed acque superficiali utilizzate a scopo potabile ha evidenziato che la maggioranza delle acque analizzate presentavano bassi livelli Ni (Tab. 3).

TAB. 3 - CONTENUTO DI NI IN DIVERSI CORPI IDRICI DI ALCUNE REGIONI ITALIANE

REGIONE	CONCENTRAZIONE MINIMA (µG/L)	CONCENTRAZIONE MASSIMA (µG/L)
Lazio	0,05	3,7
Lombardia (Milano)	0,06	0,65
Sicilia	0,47	5,40
Puglia	0,15	1,30
Veneto (Agordino)	0,027	1,79

(Brondi *et al.,* 1986)

4.8.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

L'accumulo di Ni da parte dei vegetali è proporzionale alla concentrazione nel suolo, generalmente da 0,05 a 5 µg/g di peso secco (NAS, 1975).

La biodisponibilità di Ni è dipendente da numerosi fattori quali pH del suolo, contenuto di

carbonato e presenza di idrati di ferro e di manganese. Tuttavia, essendo relativamente più tossico per le piante, a differenza di altri metalli pesanti, tassi superiori a 50 μg/g sono considerati tossici per i vegetali, sebbene parti di alcune piante *(Sebertia acuminata)* possano accumulare quantità rilevanti dell'elemento (Jaffre *et al.,* 1976).

- Animali

Il Ni è stato riconosciuto accumularsi in alcune specie di animali quali il pollo, il suino e la pecora (Spears *et al.,* 1978), tuttavia poco si conosce circa lo stato chimico del nichel nelle specie biologiche.

Gli organismi-acquatici possono assumere maggior quantità dell'elemento sia attraverso l'acqua sia tramite le particelle ingerite, accumulandolo nei propri tessuti. Friedrich e Filici (1976) hanno ad esempio osservato che il contenuto di Ni nei mitili passava da 12 mg/kg peso secco a 40 mg/kg peso secco dopo che gli animali erano stati tenuti esposti per quattro settimane alla concentrazione di 0,1 mg/l di Ni.

- Uomo

Sia il nichel elementare che i suoi sali sono principalmente assorbiti dalla cute e dalle mucose, mentre lo sono scarsamente dall'apparato digerente. I composti di nichel insolubili e la polvere del metallo, se inalati, tendono ad accumularsi nel setto nasale e nei polmoni e in questi tessuti possono restare in concentrazioni elevate, anche per molti anni dopo che è cessata l'esposizione, con il rischio di fibrosi polmonare o cancro al polmone (Tab. 4). Studi epidemiologici del 1958 mostravano che, rispetto alla popolazione generale, gli operai che lavoravano nelle raffinerie di nichel in Gran Bretagna presentavano un rischio di cancro polmonare superiore di 5 volte e di cancro nasale superiore a 150 volte (Goyer, 2000). Più recentemente alcuni paesi hanno riportato un aumento d'incidenza del tumore al polmone tra gli addetti alla lavorazione del nichel; inoltre, in Norvegia, pare che sia aumentato anche il rischio di cancro alla laringe in individui che lavoravano nelle raffinerie di nichel (Pedersen *et al.,* 1978) e nell'ex Unione Sovietica, il rischio di carcinoma gastrico e di sarcoma dei tessuti molli. Tra operai canadesi e norvegesi, impiegati in raffinerie elettrolitiche di questo metallo, si sono verificati sei casi di cancro ai reni (Sunderman, Jr., 1981). McEwan (1978) è stato in grado di riconoscere dei cambiamenti citologici, nell'espettorato dei lavoratori esposti prima ancora che fosse diagnosticato un cancro alle vie respiratorie.

E' stato pure osservato che con l'alimentazione se ne assume una certa quantità

quotidianamente.

Il Ni attraversa la placenta accumulandosi nel feto, ed è inoltre presente nel latte materno.

E' stato stimato che il 70% della quantità assorbita viene escreta attraverso l'emuntorio renale entro i primi tre giorni dall'esposizione, mentre il rimanente è uniformemente distribuito ai vari tessuti e trattenuto con un'emivita biologica di 1.200 giorni.

TAB. 4 - CONTENUTO DI NI IN ORGANI E TESSUTI UMANI

ORGANI E TESSUTI UMANI	µG/G
Polmone	0,03 - 1,46
Fegato	0,02 - 0,05
Cuore	0,02 - 0,03
Capelli	0,22 - 0,30

(Underwood, 1977)

In base ad autopsie svolte in soggetti deceduti a seguito di alte esposizioni al nichel si è potuto constatare che il metallo si concentra maggiormente nei polmoni, mentre in minor misura lo si può riscontrare nei reni, nel fegato e nel cervello (Sunderman Jr., 1981)

4.8.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Gli alimenti sono la principale fonte di esposizione al nichel per la popolazione in generale. Elevate concentrazioni di Ni sono state riscontrate nelle foglie di tè, noci ed alcuni vegetali (Goyer, 1995). Il vino e la birra rispettivamente ne contengono 100 µg/l e 50 µg/l (CEC, 1979) (Tab. 5).

TAB. 5 - CONTENUTO DI NI IN ALCUNI ALIMENTI

ALIMENTI	CONTENUTO (MG/KG PESO FRESCO)	ALIMENTI	CONTENUTO (MG/KG PESO FRESCO)
Pomodori	0,02	Carne bovina	0,05
Carote	0,01	Carne ovina	0,09
Cavolo	0,15	Pesce	0,70
Cipolle	0,04	Mele	0,07
Fagioli	0,27	Pera	0,21
Spinaci	0,05	Pane bianco	0,06
Riso	0,42	Pane integrale	0,19

(Smart and Sherlock, 1987)

Il contributo di Ni con la dieta può variare da 200 a 400 µg/giorno ed è stato calcolato che essa potrebbe incidere mediamente con 300 µg/giorno (Goyer, 1995).

4.8.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

Il nichel è relativamente atossico, analogamente a ferro, cobalto, rame e zinco. L'intossicazione acuta, in seguito a somministrazione orale e parenterale di sali di Ni, dà luogo a gravi gastroenteriti, tremori, paralisi e il decesso avviene per insufficienza cardiaca (Bozza Marrubini *et al.,* 1987).

- Intossicazione cronica

L'intossicazione cronica, in particolar modo per inalazione di composti come il NiO o il $NiCl_2$, provoca invece polmonite chimica con incremento del numero di macrofagi alveolari. L'esposizione a polveri industriali di Ni può inoltre causare dermatiti da contatto. Il meccanismo di sensibilizzazione da Ni è probabilmente simile a quello da altri composti chimici: infatti, gli ioni Ni venuti a contatto con l'epidermide, la penetrano e si combinano con proteine tissutali e l'organismo reagisce quindi alla proteina coniugata (Rubino e Pettinati, 1992).

Sono stati segnalati, tra gli addetti alla raffinazione di Ni, casi di cancro e tale effetto cancerogeno è stato confermato sperimentalmente su animali da laboratorio (Sunderman, 1988). Sembrerebbe da vari studi che solo alcuni composti quali NiS, NiO e $Ni(CO)_4$ siano responsabili della cancerogenicità del nichel. In particolare è stato dimostrato che essi causano nel ratto il cancro al polmone e ai seni nasali con una risposta del 60-100% (Klaassen, 1995).

4.8.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

La presenza del nichel nelle acque e nei suoli italiani è sempre difficilmente rilevabile in condizioni naturali, in quanto questo elemento è molto disperso e soprattutto si trova sotto forma di leghe e composti, come solfuri e solfati, insolubili e in zone ad elevata alterazione chimica di minerali per ossidazione ed idrolisi che lo mantengono legato al sedimento. Rimane pertanto un elemento "nascosto" del cui comportamento geochimico si conosce assai poco.

Concentrazioni potenzialmente tossiche di Ni, e quindi di probabile impatto ambientale, sono da ricercare unicamente nelle zone antropizzate dove le fonti principali sono rappresentate da industrie e discariche.

4.8.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

Il nichel è considerato un elemento relativamente atossico. Il livello di nichel generalmente riscontrato negli alimenti e nell'acqua non è considerato come un rischio per la salute umana. Comunque ad elevate dosi (1600 mg/kg nella dieta) può indurre effetti tossici.

E' stato calcolato che l'apporto giornaliero attraverso le vie respiratorie e con la dieta, compreso il consumo di acqua potabile, si aggira intorno ai 200 μg/giorno, inferiore di molto alla dose (600 μg/giorno) considerata come limite massimo accettabile (WHO, 1996).

D'altro canto è stato osservato in test di laboratorio che alcuni composti del nichel reagiscono con il DNA inducendo modificazioni genetiche ed è quindi possibile che comportino un rischio per l'uomo in caso di esposizione, mentre è ormai accertato che il nichel e suoi composti possono causare dermatiti da contatto e in particolar modo che la donna risulta più sensibile con un fattore di 10 volte maggiore rispetto all'uomo (WHO, 1984).

4.9 - PIOMBO (PB)

4.9.1 - INTRODUZIONE

Il piombo (Pb), metallo noto sin dall'antichità,veniva chiamato *plumbum* dai Romani per il suo colore grigio-nero. Sin da allora l'impiego non appropriato di questo elemento ha causato nell'uomo fenomeni di intossicazione a volte anche gravi (Emsey, 1994). Infatti è stato ipotizzato che uno dei principali fattori nel determinare la caduta dell'Impero Romano sia stata una sorta di intossicazione collettiva da piombo, che avrebbe causato una riduzione della vita media dell'aristocrazia di Roma (Steinbock, 1979). A quell'epoca i Romani usavano stoviglie e contenitori di piombo per conservare il vino e migliorare il sapore alterato per acidificazione. A conferma di ciò sono stati riscontrati tassi elevatissimi di piombo nelle ossa umane in reperti archeologici (Nriagu, 1978). Comunque il riconoscimento di un nesso causale tra i sintomi di intossicazione da piombo e l'uso del metallo avvenne molto più tardi. Paracelsus, medico svizzero, nel XVI secolo descrisse come "Malattia dei minatori" le manifestazioni patologiche che comparivano tra coloro che estraevano e lavoravano il metallo. Le prime descrizioni clinicamente circostanziate dell'intossicazione da piombo sono invece dovute a Stockusen (1656), Ramazzini (1703), Berhoave (1730) e Tronchin (1757), cui seguirono numerosi studi cimici ed epidemiologici che stanno ancora alla base delle nostre attuali conoscenze scientifiche sul metallo.

Negli ultimi 50 anni l'esposizione professionale al piombo è diminuita drasticamente in seguito ad appropriate normative e nuovi sistemi tecnologici nell'estrazione e nella lavorazione, mentre si verificano ancora moltissimi casi di intossicazioni croniche da piombo

tra la popolazione in generale, in particolar modo tra i bambini in età prescolare che vivono in abitazioni vecchie in cui erano state impiegate pitture a base di composti di piombo, quali il carbonato e l'ossido di piombo (Patel, 1993). Oltre alla problematica delle vecchie pitture, la contaminazione ambientale dà piombo negli ultimi anni è divenuta sempre più attuale e preoccupante a causa del fenomeno dell'inquinamento atmosferico. Infatti la fonte principale di immissione di tale metallo nell'ambiente è prevalentemente dovuta ai gas di scarico degli autoveicoli con motori a benzina contenente piombo tetraetile come antidetonante. E' stato calcolato che ogni automezzo emette mediamente in un anno 1 kg di piombo in forma di microscopiche particelle, che penetrano facilmente nelle catene alimentari accumulandosi in alcuni organi quali rene, fegato e ossa, mobilizzandosi poi in particolari circostanze come ad esempio durante la gravidanza, le diete acidificanti e le malattie infettive (Elwood, 1986; Landrigan, 1989; Beck, 1992; Maldonado, Vega *et al.,* 1996). Tale metallo provoca una tipica intossicazione cronica detta "saturnismo", che coinvolge diversi organi ed apparati, tra cui il sistema immunitario (Lawrence, 1985). Infatti vi sono prove scientifiche che il Pb presente nella polvere fine inalata riduce la capacità di sviluppare una normale risposta immunitaria impedendo la sintesi dell'interferone ed alterando l'attività enzimatica e fagocitaria dei macrofagi alveolari (Reichhardt, 1995).

4.9.2 - CARATTERISTICHE FISICO-CHIMICHE

E' l'elemento chimico di simbolo Pb, numero atomico 82 e di peso atomico 207,19. E' un metallo di colore blu grigiastro, duttile e malleabile, con punto di fusione 327 °C e punto di ebollizione 1.525 °C.

Il metallo è resistente all'acido solforico ma viene rapidamente disciolto dall'acido nitrico.

4.9.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

L'eventuale presenza di piombo è legata prevalentemente ad attività vulcaniche, incendi di foreste e ad aerosol marino. I livelli naturali di piombo nell'aria sono abbastanza bassi, circa 0,5 ng/m^3. In particolare è stato calcolato che le emissioni vulcaniche ammonterebbero a $20x10^6$ t/anno (Nriagu, 1978).

- Suolo

Il piombo si trova in quantità piuttosto basse sulla superficie terrestre (0,002% della crosta

terrestre) e si estrae principalmente dalla galena (PbS), che è quindi il più importante minerale, contenendo 86% di piombo e 13,4% di zolfo. Si trova spesso associata a blenda, pirite, calcopirite, tetraedrite e minerali d'argento in filoni contenenti anche barite, siderite, quarzo.

Il carbonato di piombo o cerussite ($PbCO_3$) è molto comune e assai diffuso in quasi tutti i giacimenti di minerali di piombo in cui si trova alla superficie degli affioramenti. Si forma per alterazione della galena ed è, come quest'ultima, un importante minerale industriale di piombo.

Quasi sempre associati a galena e cerussite, da cui si formano secondariamente per ossidazione, sono i solfati, e gli ossidi. Gli alogenuri di piombo sono invece di origine fumarolica.

Per quanto riguarda la genesi dei giacimenti primari di piombo, generalmente si può verificare arricchimento di questo metallo nei filoni degli apparati vulcanici al contatto tra questi e le rocce incassanti ("giacimenti subvulcanici").

TAB.1 - CONCENTRAZIONI DI FONDO E INTERVALLI DI CONCENTRAZIONE DI PIOMBO NELLE ROCCE E NEI SEDIMENTI (MG/KG DI SOSTANZA SECCA)

Terreno	Valori minimi	Valori massimi	Valori medi
Crosta terrestre	12,5	16	14
Rocce ignee	1,0	14	3
Rocce granitiche	15	24	
Rocce basaltiche			6
Rocce calcaree	5,7	9	
Arenarie	10	12	
Argilliti e argille	20	23	

(Abollino *et al.,* 1996)

- Acqua

La concentrazione del Pb in acque profonde oceaniche è circa 0,01-0,02 µg/l e 3 µg/l nelle acque superficiali degli oceani (Chow and Patterson, 1966), mentre la concentrazione media di piombo nell'acqua di mare è 0,03 µg/l, e nelle acque dolci superficiali è 23 µg/l. Nelle acque dei fiumi in aree non contaminate il valore è invece solitamente inferiore a 0,1 µg/l. La concentrazione nell'acqua piovana è 10-30 µg/l, ma può essere 100-500 µg/l in aree ad intenso traffico (Tsuchiya, 1979). Il piombo nell'acqua potabile non eccede generalmente i 50 µg/l, ma quando viene utilizzato per condotte e serbatoi, la concentrazione nell'acqua può raggiungere i 3 mg/l.

Sorgenti minerali

Le acque non contengono mai quantità rilevanti di piombo a causa della scarsa o scarsissima solubilità di alogenuri, solfuri, solfati e ossidi di piombo. Questo metallo pertanto non compare frequentemente nemmeno in tracce. Si ritengono comunque *piombifere* le acque con piccole quantità di piombo (>1 mg/l).

4.9.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

Il Pb si estrae soprattutto dalla galena, minerale che lo contiene allo stato di solfuro insieme ad altri composti antimoniali, arsenicali, solforosi di argento e di zinco.

I più importanti produttori di Pb sono USA (16%), Russia (14,5%), Australia (10%) e Canada (9,8%), seguiti da Perù (5,5%), Messico (4,5%), Cina (3,8%), Bulgaria (3,0%) e, al di sotto del 2%, Marocco, Spagna, Svezia, Giappone e Polonia. In Italia si trovano alcuni giacimenti di minerali piombiferi in Sardegna.

Attualmente oltre 5 milioni di t di Pb vengono impiegate in ogni parte del mondo, di cui un quarto solo negli USA. Tuttavia si estrae una quantità di Pb inferiore a tale valore, per il fatto che gran parte del metallo usato, circa la metà, viene riciclato. La produzione mineraria mondiale è di 2.616.000 t/anno, mentre quella italiana nel 1996 è stata di 20.260 t/anno (nel 1969 era di 60.000 t). L'industria metallurgica italiana è in via di sviluppo: rispetto agli anni '60 e '80 in cui produceva circa 50.000 t/anno di piombo in pani (metallo di 1^{a} fusione), nel 1996 ha prodotto 120.880 t. Le principali industrie metallurgiche si trovano a San Gavino Monreale (CA), Portovesme (CA), Paderno Dugnano (MI), Brugherio (MI), Maclodio (MI), Cortemaggiore (PC) e Marcianise (CE) (Tab. 2).

TAB. 2 - PRODUZIONE DELLE OFFICINE METALLURGICHE

NATURA DEI PRODOTTI	NUMERO DELLE OFFICINE	QUANTITÀ (T)
Metallo e leghe di recupero	11	46.059
Piombo di prima fusione	1	67.319

Ministero dell'Industria, del Commercio e dell'Artigianato - Direzione Generale delle Miniere - Corpo delle Miniere. *Relazione sul servizio minerario e statistica delle industrie estrattive in Italia nell'anno 1985.* n^{0} 107, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 1990.

- Usi

L'impiego di Pb è stato grandemente influenzato dalla crescita dell'industria automobilistica,

la quale è responsabile dell'utilizzazione di oltre la metà del piombo prodotto.

La produzione di batterie di elementi per accumulatori per automobili impiega la maggior quantità del metallo; essi sono costituiti in gran parte da Pb metallico e suoi composti. Gli elettrodi di una tipica batteria contengono una struttura di supporto inattiva chiamata griglia, fatta di una lega di piombo (93%) e antimonio (7%), che funziona da supporto meccanico agli elementi attivi costituiti da biossido di Pb (PbO_2) e piombo metallico da cui genera la corrente elettrica. L'altro abbondante consumo di Pb da parte dell'industria automobilistica è costituito dalla produzione di piombo tetra metile e tetraetile, che vengono aggiunti alle benzine "normale e super" per la loro proprietà antidetonante.

Il Pb inorganico (biossido di Pb) viene usato nella produzione di smalti per vasellame, nell'industria ceramica e vetraria. Viene impiegato inoltre per la fabbricazione di numerosi prodotti che devono resistere alla corrosione da sostanze chimiche ("camere a piombo" per la produzione di H_2SO_4) e nella produzione di lamiere e lastre per la protezione contro le radiazioni nucleari.

Altri usi comuni del piombo sono i seguenti:

- Tubi e condutture
- Pigmenti ("biacca"; "minio"; "giallo di cromo").
- Industria tessile (impermeabilizzazione di tessuti)

Leghe

- Lega Pb/Sn per saldatori (contenuto di piombo tra 40 e 70%)
- Leghe Pb/Sn/Sb (antifrizione)
- Leghe per munizioni
- Leghe Sb/Pb (caratteri da stampa)
- Acciai legati (contenuto di piombo pari a 0,40%)

Distribuzione ambientale

- Aria

Le concentrazioni di piombo nell'aria urbana variano in genere da 0,5 a oltre 50 $\mu g/m^3$ per strade ad intenso traffico veicolare (Avella *et al.,* 1986; Mantovani *et al.,* 1992; Squeri *et al.,* 1992), mentre nelle aree rurali lontane da centri abitati vi si riscontrano livelli inferiori a 0,05 $\mu g/m^3$. Riduzioni della concentrazione di piombo nell'aria di alcune aree geografiche sono state notate da quando è stato introdotto l'impiego delle benzine "verdi" (De Luca *et al.,* 1992).

Le particelle di aerosol di scarico contenenti Pb, appena fuoriuscite dalle automobili, sono

generalmente di dimensioni al di sotto di 0,15 μm di diametro e nell'aria tendono ad essere fissate a particelle di polvere (Chamberlain *et al.,* 1978). Esse si distribuiscono lungo le strade percorse da automobili, rimanendo confinate entro 50 m in aree urbane ma si espandono fino a 200 mm zone rurali (Tab. 3).

TAB. 3 - LIVELLI MEDI DI PIOMBO NELL'ARIA

AREE CONSIDERATE	CONCENTRAZIONE ($\mu G/M^3$)
Aree remote	0,0001 - 0,001
Aree abitate	0,05 - 0,1
Città (valore medio)	1,10
Strade centrali ora di punta	54,3
Zone rurali (vicino a città)	0,21
Zone rurali (lontane da città)	0,02

(D'Auria, 1993)

I1 contributo delle attività umane alla dispersione nell'atmosfera di questo elemento è notevole. In particolar modo le concentrazioni più elevate derivano attualmente dalla presenza di piombo tetraetile, aggiunto alle benzine a scopo antidetonante. E' stato calcolato che un'automobile emette nell'arco di un anno circa 1 kg di piombo sotto forma di minutissime particelle che si aerodisperdono.

L'incremento vertiginoso di autoveicoli circolanti in questi ultimi 50 anni ha contribuito senza dubbio a far aumentare la concentrazione di Pb nella bassa troposfera. Basti pensare che nel 1950 gli automezzi circolanti in Italia erano circa 500 mila, mentre nel 1993 erano oltre 33 milioni (Del Manso, 1994), provocando una notevole contaminazione da questo elemento anche in aree non urbane (Tab. 4).

TAB. 4 - CONCENTRAZIONI DI PB NELL'AEROSOL ATMOSFERICO DI AREE URBANE, INDUSTRIALI E RURALI

AREA	CONCENTRAZIONE DI PIOMBO (µG/M^3) MEDIA	MIN	MAX	LOCALITÀ
Urbana:				
10 m dalla strada	2,6	0,7	8,9	Roma
50 m dalla strada	1,1	0,2	2,6	Roma
50 m dalla strada	1,0	0,1	3,0	Mestre (VE)
Urbana senza traffico autoveicolare:				
	0,6	0,05	1,5	Venezia
Industriale:	0,6	0,2	1,8	Marghera (VE)
	0,1	0,04	1,2	Siracusa
	0,6	0,01	4,0	Portoscuso (CA)
	0,2	0,1	1,5	Piombino (LI)
	0,2	0,01	0,5	Lecce
Rurale:	0,1	0,02	0,4	Rossore (PI)

(Del Manso, 1994)

TAB. 5 - PB PRESENTE NEL PARTICOLATO ATMOSFERICO PRELEVATOIN DIVERSI TIPI DI AREE INDUSTRIALI

TIPO DI INDUSTRIA	PB PARTICOLATO NELL'ARIA: CONCENTRAZIONE MEDIA (µG/M^3)	PUNTO DI PRELIEVO: DISTANZA DALLA FONTE EMISSIVA (M)
Produzione di $Pb(C_2H_5)_4$	11,7	110
	3,8	440
Fonderia di piombo	2,6	10
	1,3	500
Colorificio ceramico	1,9	80
	1,2	100
Petrolchimico	0,3	100
	0,1	1000

(Cerquigni, 1985)

Tuttavia i livelli di concentrazione del piombo, come pure di altri inquinanti dell'aria, dipendono anche dalla tipologia delle sorgenti di emissione presenti sul territorio (Tab. 5). Ad esempio le fonderie di piombo contribuiscono pesantemente all'aumento nell'aria di tale metallo sotto forma di particolato che si aerodisperde anche in zone rurali con concentrazioni non trascurabili.

- Suolo

Le concentrazioni di piombo riscontrabili nel terreno riflettono i processi di mineralizzazione che avvengono nel suolo. Indagini ambientali su diversi suoli di fattorie in cui erano state

aggiunte acque di scolo e altri materiali potenzialmente contaminanti, hanno evidenziato una concentrazione media di piombo di 42 µg/g (Chamberlain *et al.,* 1978; Khan, 1980).

Tuttavia nelle zone rurali la deposizione avviene principalmente tramite la pioggia (circa il 75% della deposizione totale), mentre in quelle urbane avviene maggiormente per deposizione gravitazionale (Feely *et al.,* 1976) (Tab. 6).

L'inquinamento da Pb dei suoli derivante da operazioni di estrazione e fusione del metallo è più rilevante localmente, dove si possono riscontrare valori elevatissimi.

Sono misurabili tassi elevati anche in aree urbane in vicinanza di strade ad intenso traffico. Una volta depositati sul suolo, i composti solubili del piombo, come gli alogenuri derivati dagli scarichi delle automobili, sono in gran parte convertiti in composti meno solubili. Il legame alla materia organica è importante, perché si ottiene l'immobilizzazione del metallo che è molto elevata nei suoli con alta capacità di scambio ionico (Kiekens, 1983).

Tuttavia in questi ultimi anni con l'acidificazione dei suoli da parte delle "piogge acide" si è verificato una maggior mobilità di questo elemento. Infatti il Pb può essere mobilizzato dai sedimenti e dal suolo, concentrandosi nell'acqua di falda (Bressa, 1986).

TAB. 6 - CONCENTRAZIONI DI FONDO E INTERVALLI DI CONCENTRAZIONE DI PIOMBO NEI SUOLI (MG/KC DI SOSTANZA SECCA)

SUOLO	VALORI MINIMI	VALORI MASSIMI	VALORI MEDI
Generico	0,1 - 5	500	10 - 30
Aree rurali	10	30	
Aree urbane	30	100	

(Zarka ce aI., 1972; Coritu *et al.,* 1986; De Treville, 1994)

Numerose indagini riportano come "normali" tassi di piombo nel suolo compresi tra 15 e 200 µg/g (De Treville, 1964; Motto *et al.,* 1970; Zarka *et al.,* 1972; Ewing and Pearson, 1974). In aree industriali inquinate si sono rilevate, invece, concentrazioni di piombo comprese tra 90 e 25.000 µg/g nel suolo (Benvenuti e Cerquilini, 1973; Petrini *et al.,* 1980; Contu *et al.,* 1986) (Tab. 7).

TAB. 7 - CONCENTRAZIONI DI PIOMBO NEI SUOLI DELLE PROVINCIE DI MANTOVA, PADOVA, PESARO E MODENA (MG/KG SOSTANZA SECCA)

SUOLO	VALORI MINIMI	VALORI MASSIMI	VALORI MEDI
naturale	2,40	16,40	5,50
antropizzato naturale	1,65	9,70	5,50
coltivazione intensiva	1,65	12,80	5,90
coltivazione estensiva	3,80	7,10	4,97
vigneti	3,46	5,00	4,23
frutteti	6,60	7,50	7,05
zootecnia	5,20	11,83	7,74
allevamento di suini	4,40	3,80	4,10
vicino autostrada	4,40	22,57	9,37
urbano	5,50	20,60	12,78
vicino industria	4,40	38,35	13,87
vicino industria ceramica	6,24	58,60	25,35

(Abollino *et al.,* 1996).

- Acqua

In alcune zone con acque dolci, dove le tubature stesse contengono piombo, la presenza del metallo nell'acqua potabile può raggiungere concentrazioni di 2000-3000 µg/l e ciò contribuisce significativamente sia all'innalzamento della piombemia che al deposito nei tessuti.

In corsi d'acqua inquinati sono stati determinati livelli di piombo superiori a 0,030 mg/l (Nriagu and Lakshminarayana, 1982) (Tab. 8).

TAB. 8 - CONCENTRAZIONE DI PIOMBO NELLE ACQUE DEI PRINCIPALI FIUMI ITALIANI

FIUME	CONCENTRAZIONE (µG/L)
Arno	0,16
Ombrone	0,10
Tevere	0,12
Ticino	0,08
Po (Pavia)	0,21
Po (Lagoscuro)	0,15
Isonzo	0,07
Tagliamento	0,08
Piave	0,07
Adige	0,18
Reno	0,18
Volturno	0,18
Basento	0,16
Ofanto	0,30
Biferno	0,25
Pescara	0,40

(Brondi *et al.,* 1986)

4.9.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

L'assorbimento di Pb da parte delle piante dipende dalla specie del vegetale e dalle condizioni del suolo (Tab. 9). L'assorbimento è maggiore in condizioni di pH acido, di bassissima capacità di scambio ionico, scarsa materia organica e basso tenore di fosfati (Zimdahl and Hassett, 1979). Questo processo si verifica in tutte quelle condizioni in cui predomina una minima fissazione da parte del suolo. Diversi studi riportano un limitato assorbimento del Pb contenuto nel suolo da parte dei vegetali (Zelante e Merlo, 1997), tuttavia concentrazioni elevate sono state riscontrate in prodotti agricoli cresciuti lungo le auostrade (Gratani *et al.,* 1992; Zelante e Merlo, 1997)

TAB. 9 - CONTENUTO DI PIOMBO NEI PRODOTTI AGRICOLI CRESCIUTI LUNGO LE AUTOSTRADE

PRODOTTO	PIOMBO (MG/KG)	DISTANZA DALLA AUTOSTRADA (M)
Frumento	9,0	10
Frumento	3,0	200
Insalata verde	16,5	20
Insalata verde	4,5	50
Cipolle	8,0	10
Cipolle	4,0	50
Cavolfiore	8,0	10
Cavolfiore	4,0	50
Spinaci	11,5	8
Sedano	4,2	8
Carote	6,0	8
Insalata verde	44,2	2
Prezzemolo	17,8	7
Albicocca (buccia)	7,5	5
Albicocca (polpa)	2,1	5

(D'Auria, 1993)

Inoltre muschi, licheni e funghi assorbono molto facilmente i metalli presenti nel suolo, tra cui il piombo, e per questo vengono spesso impiegati come bioindicatori di inquinamento atmosferico (Bressa, 1994).

- Animali

Il piombo, entrando facilmente nella catena alimentare, tende ad accumularsi nei vari livelli trofici attraverso il processo di biomagnificazione. Ad esempio, nell'ambito della fauna ittica

marina, il pesce spada, i tonni e gli squali di grandi dimensioni presentano le massime capacità di bioaccumulo nei riguardi del piombo con concentrazioni nel tessuto muscolare superiori a 3 mg/kg (Perdicaro, 1992). Anche in specie ittiche di acqua dolce (storione, carpa) sono stati rilevati tassi elevati di Pb (Bressa *et al.,* 1998). Valori elevati sono pure stati riscontrati nei visceri e nel latte di bovini che pascolavano in zone altamente industrializzate (Losi, 1985).

Una fonte di contaminazione ambientale di piombo, che si ripercuote sugli animali sia selvatici che domestici, è costituita dai pallini da caccia disseminati sul territorio: una volta ingeriti dagli animali si accumulano nei tessuti ed organi provocando effetti deleteri.

- Uomo

I composti inorganici del piombo vengono assorbiti prevalentemente nel tratto gastrointestinale e nei polmoni, mentre l'assorbimento cutaneo è modesto. Della quantità totale assunta con gli alimenti solo il 10% viene assorbito dal tubo digerente e tale assorbimento è regolato in parte dal meccanismo che controlla l'assorbimento del calcio, di norma circa il 5% della totalità di piombo assorbita viene accumulata nell'organismo (Goyer, 2000). Nei bambini la percentuale di Pb assorbito è quattro-cinque volte maggiore che negli adulti a causa delle maggiori attività metaboliche per kg di peso corporeo (Ziegler *et al.,* 1978; Neggers and Stitt, 1986); un'altro studio ha riscontrato che nei bambini sottoposti ad un'alimentazione regolare, l'assorbimento medio netto era del 41,5%, mentre l'accumulo netto del piombo assorbito era pari al 31,8% (Goyer, 2000).

L'assorbimento per via respiratoria dipende oltre che dalla concentrazione nell'aria di piombo, da numerosi fattori come la dimensione e le caratteristiche delle particelle inalate, la frequenza respiratoria (Goyer, 2000) ecc.. Chamberlain *et al.* (1975) hanno trovato una ritenzione a livello polmonare del 35% del Pb inalato, di cui il 50% circa veniva assorbito e trasportato per via ematica, fissandosi negli eritrociti, mentre il solo 3% rimaneva nel plasma. Per quanto legato ai globuli rossi con un'emivita di circa 2-3 settimane, esso si distribuisce successivamente nei tessuti molli, in particolare nel rene e nel fegato (EPA, 1986). Soltanto in un secondo tempo il Pb viene depositato nelle ossa (caratterizzato da un'emivita superiore a 20 anni; Goyer, 2000) e nei denti con un accumulo continuo sino all'età di circa 60 anni e in piccole dosi nei capelli e nelle unghie (Goyer, 1988). Assai piccole sono le quantità di Pb che si accumulano nel cervello, per la maggior parte nella sostanza grigia e nei nuclei basali (Klein *et al.,* 1970), le maggiori concentrazioni sono state riscontrate nell'ippocampo, seguito dal cervelletto, dalla corteccia cerebrale e dal midollo allungato (Goyer, 2000). La fissazione

del Pb nelle ossa può inizialmente rappresentare un meccanismo di disintossicazione, in quanto ne comporta la rimozione dai liquidi biologici dell'organismo, con minor rischio di effetti tossici. Tuttavia il Pb che si trova nel tessuto osseo è soggetto a mobilizzarsi in tutte quelle condizioni nelle quali si ha una mobilizzazione del calcio (diete acidificanti, malattie infettive, denutrizione, gravidanza, ecc.), in seguito alla quale può manifestarsi la sintomatologia da intossicazione da piombo in assenza di ulteriore introduzione del metallo.
L'escrezione del Pb avviene prevalentemente per via renale attraverso la filtrazione glomerulare. Una parte del piombo viene pure escreta tramite la bile e perciò si ritrova nelle feci, ma la maggioranza di Pb fecale rappresenta la percentuale che non è stata assorbita durante il passaggio nel tratto gastro-intestinale (Alessio e Foà, 1983; Goyer, 1988).

4.9.6 - ALIMENTI E BEVANDE

La concentrazione di piombo negli alimenti è molto variabile (0,03-0,20 µg/l) in quanto il piombo entra nella catena alimentare attraverso diverse vie. Il processo più importante è costituito dalla ricaduta al suolo delle particelle ricche di Pb che contaminano i vegetali (Cocchioni *et al.,* 1989; Gzyl, 1990; Tahvonen and Kumpulainen, 1995).
Cibi e bevande acidi, come succhi di agrumi e di pomodoro, sidro e sottaceti, possono solubilizzate il piombo presente in contenitoni inadeguatamente smaltati, comportando una possibile ulteriore assunzione giornaliera (Elwood, 1986). Una ricerca condotta da Lanzola *et al.* (1983) sull'assunzione di Pb attraverso la dieta ha evidenziato che venivano mediamente ingeriti 102 µg al giorno. Tra i prodotti cereanicoli, il contributo più elevato è dato dalla pasta (15-52%), dal pane (29%) e dalla frutta (7-15%) (Tab. 10). Fra le carni i valori più alti sono stati rilevati nei salumi, poi nel tonno in scatola, mentre i legumi apportano contributi inferiori al 7%.
Si ritiene generalmente tollerabile nell'uomo un'assunzione complessiva settimanale che non vada oltre i 3 mg (Carnington *et al.,* 1993).

TAB. 10 - CONCENTRAZIONI DI PIOMBO RILEVATE IN ALCUNI ALIMENTI PRONTI AL CONSUMO

ALIMENTI	PIOMBO µG/G (VALORE MEDIO)
Carne ai ferri	0,14
Fegato arrosto	0,08
Prosciutto crudo	0,04
Merluzzo arrosto	0,04
Provolone	0,16
Fontina	0,11
Emmenthal	0,18
Patate lesse	0,06
Legumi	0,06
Mele	0,11
Pere	0,07
Pesche	0,06
Arance	0,05
Pane	0,13
Biscotti	0,08
Yogurt	0,05
Pesci vari	0,03
Seppie al forno	0,04

(Cocchioni *et al.,* 1989)

4.9.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

Il Pb interferisce con molteplici sistemi enzimatici, fra i quali i più importanti sono quelli coinvolti nella sintesi dell'eme. L'intossicazione acuta da Pb è rara ed è dovuta all'ingestione di derivati solubili, oppure ad inalazione di elevate quantità di Pb finemente suddiviso o sotto forma di fumi.

Gli effetti locali nel cavo orale si manifestano con una marcata azione astringente, con sete e sapore metallico; successivamente compaiono nausea, vomito, dolori addominali e diminuzione della temperatura corporea. A carico del sistema nervoso centrale (SNC) possono manifestarsi parestesie, dolori ed astenie muscolari. L'apparato uropoietico subisce danni che si manifestano con oliguria ed alterazioni della funzionalità renale. La dose letale per un adulto si aggira intorno ai 10-30 g di un sale solubile.

- Intossicazione cronica

Nell'intossicazione cronica *(saturnismo)* possono sopravvenire diverse sindromi più o meno gravi: centrale, neuromuscolare, ematologica, gastrointestinale e renale.

Il Pb inibisce la biosintesi dell'eme, componente dell'emoglobina contenente Fe adibito al

trasporto di ossigeno, provocando così anemia (Nriagu, 1988). Tuttavia gli effetti più gravi dell'intossicazione cronica da Pb riguardano il sistema nervoso centrale. Più sensibili sono i bambini (Rutter e Jones, 1983; ASTDR, 1989; EPA, 1989b; Needleman *et al.,* 1990) che manifestano inizialmente cefalea, irritabilità, insonnia e atassia, disturbi del comportamento e dell'apprendimento, mentre più tardi possono comparire stato confusionale, delirio e coma causati da edema ed emorragie delle meningi (Bressa, 1988; Neggers and Stitt, 1989; Lee and Moore, 1990; Renner, 1995; Calderòn-Salinas *et al.,* 1996). E' stato inoltre evidenziato un effetto teratogeno di questo elemento, che esplica un'azione lesiva già ai primi stadi di sviluppo embrionale (Annau, 1989). Infine è stato osservato che il Pb induce effetti tossici sull'apparato riproduttivo maschile, riducendo la motilità degli spermatozoi (Pinon-Lataillade *et al.,* 1993) (Tab. 11).

TAB. 11 - LIVELLI EMATICI DI PIOMBO NELL'UOMO

PB (µG/100ML)	SIGNIFICATO
<1	Livello nelle popolazioni lontane da aree civilizzate
10	Limite inferiore dei livelli considerati normali nei bambini
15	Livelli normali nella popolazione
40	Livello minimo in adulti professionalmente esposti con segni di lieve intossicazione
70	Adulti professionalmente esposti con segni di intossicazione

(Carrington *et al.,* 1993)

4.9.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

Il piombo naturale non rappresenta un rischio tossico reale in Italia, in quanto si trova spesso sotto forma di composti insolubili che restano stabilmente legati alla roccia.

Tuttavia in zone carsiche, come nel Piemonte nord-occidentale (TO), nella Lombardia settentrionale (BG, CO, VA), nel Veneto settentrionale (BL) e nel Friuli settentrionale (UD), i composti ridotti, come i solfuri (galena), possono passare in soluzione e venire allontanati da alcuni orizzonti del suolo comparendo infine nelle falde. Tale comportamento trova conferma nelle acque del Trentino, ma potrebbe essere esteso, per le ragioni suddette, a tutte le altre zone carsiche italiane incombenti su giacimenti di galena; mancano comunque dati al riguardo.

Viceversa, le zone della Toscana (GR, LI, LU), della Calabria (RC), della Sicilia (ME) e della Sardegna (SS, NU, CA), corrispondenti ai giacimenti di piombo, non rappresentano zone a rischio tossico, in quanto presentano suoli ad intensa ossidazione di ioni metallici: i solfati e gli ossidi che vi si formano a partire dalla galena sono perfettamente insolubili e persistono a

lungo inalterati nei terreni.
Infine, è di fatto ancora di dubbia potenzialità tossica la solubilità dei carbonati di piombo che si formano per alterazione della galena nei giacimenti sardi.

4.9.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

La sorgente principale di esposizione al piombo per la popolazione in generale è legata all'alimentazione, mentre per i lavoratori esposti l'inalazione costituisce la più importante via di esposizione al metallo.
Importanti fonti di contaminazione per i bambini in alcuni Paesi sono ancora le pitture e vernici, le polveri e il terriccio contenenti piombo, assunti per via orale. E' stato stimato che l'assunzione giornaliera con la dieta per gli adulti varia in ampia misura (20-400 μg). Generalmente per la popolazione che risiede in centri urbani l'inquinamento dell'aria può contribuire con livelli di piombo ematico corrispondenti a 3 μg/100 ml, mentre gli alimenti determinano un tasso ematico di 10 μg/100 ml. E' stato quindi definito che l'assorbimento annuo totale per un soggetto può raggiungere circa 40 mg di Pb. Dalla somma dei suddetti apporti di piombo ematico i livelli di piombo nel sangue risultano essere di circa 10-13 μg/100 ml. Tenendo in considerazione che il Pb nel sangue già a concentrazioni di 10 μg/100 ml induce effetti lesivi sugli eritrociti, si può affermare che vi è un potenziale rischio per la salute umana in quanto elevati livelli di Pb sono rinvenibili prevalentemente nei centri urbani.
Tenendo presente che la fonte principale di contaminazione è l'aria carica di inquinanti, tra cui il piombo presente nelle nostre città, si dovrebbe periodicamente effettuare un monitoraggio ambientale sia delle polveri aerodisperse che sul terreno al fine di evidenziare situazioni a rischio per la popolazione, in particolare per i bambini i quali, oltre ad assorbire molto più attivamente degli adulti il piombo ingerito, possono essere esposti occasionalmente ad alti livelli di questo metallo, in quanto giocano all'aperto anche in aree ad intenso traffico veicolare, ingerendo spesso polvere e sporcizia.
Si prevede che con l'introduzione della benzina verde, che è priva di Pb, si avrà una riduzione globale di tale metallo, sia pure lenta, a causa della lunga permanenza ambientale e la facile penetrazione negli anelli delle catene alimentari.

4.10 - RAME (Cu)

4.10.1 - INTRODUZIONE

Il termine "cuprum" deriva dal greco Kyprios, che significa Cipro, isola che era conosciuta dagli antichi Greci per i suoi giacimenti di rame. I Romani chiamarono il metallo "aes

Cyprium" (rame o bronzo di Cipro), che poi fu abbreviato in cyprium e più tardi modificato in cuprum.

Attraverso i secoli il metallo è stato apprezzato dall'uomo per la sua malleabilità e in tempi più recenti per le sue pregiate caratteristiche come la duttilità e la conduttività elettrica e termica, che hanno favorito il suo impiego nell'era industriale. Il rame è anche un elemento essenziale per l'uomo, per gli animali e per le piante. Entra a far parte di numerose molecole enzimatiche quali, ad esempio, citocromossidasi, superossidodismutasi, tirosinasi, linossidasi, inoltre entra a far parte di importanti reazioni mitocondriali ed è un componente dell'RNA (Underwood, 1977). La deficienza di tale oligoelemento, essenziale nella costituzione di molti enzimi, può condurre a gravi alterazioni metaboliche, in particolar modo a livello del sistema nervoso centrale e della biosintesi dell'eme (O'Dell, 1976), mentre un eccesso può determinare gravi squilibri metabolici come nel morbo di Wilson, caratterizzato da un accumulo del metallo nel fegato, nel cervello, nei reni ed in altri organi; si tratta di una forma morbosa ereditaria a trasmissione autosomica recessiva, assai rara, ma a carattere progressivo e, se non trattata precocemente, a prognosi infausta. L'alterazione metabolica iniziale responsabile di tale affezione sembra essere rappresentata dalla riduzione dell'escrezione biliare del Cu, a livello dei lisosomi epatici (Danks, 1983).

Il rame viene considerato uno dei metalli pesanti ad elevato rischio per la salute dei lavoratori in campo industriale, tuttavia intossicazioni acute e croniche avvengono più frequentemente a seguito di esposizione accidentale di insetticidi o di altri composti a base di rame, dall'ingestione di sali di Cu a scopo suicida e omicida o assunzione di bevande acide contenute in recipienti di rame o ramati (Klaassen, 1995).

4.10.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE

Il rame è l'elemento chimico di simbolo Cu, numero atomico 59 e di peso atomico 63,54. E' un metallo duttile e malleabile. Dopo l'argento è il migliore conduttore di elettricità e di calore. Fonde alla temperatura di 1.083° C e bolle a 2.595° C. Ha densità di 8,96 a 20° C e tensione di vapore di 1 mm Hg a 1.628° C.

E' insolubile in acqua sia calda che fredda, viene sciolto invece dagli acidi ossidanti, come il nitrico e il solforico, e dall'ammoniaca.

4.10.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

Nell'atmosfera, le principali sorgenti naturali di rame sono le polveri trasportate dal vento e le eruzioni vulcaniche. I livelli naturali di Cu nell'aria di aree remote sono solitamente inferiori a 0,06 ng/m^3 (Nriagu and Davidson, 1986).

- Suolo

Il rame è un metallo che si trova abbastanza comunemente nella litosfera anche allo stato di elemento nativo (0,01% della rosta terrestre). Chimicamente il rame non è mai puro, contenendo sempre tracce di argento, ferro, arsenico e altri metalli. Alcuni giacimenti di rame possono avere una genesi per metamorfismo di contatto.

- Acqua

La concentrazione media di Cu nell'acqua di mare è 0,003 mg/l, nelle acque dolci superficiali è < 1 mg/l (Bergqvist and Sundbom, 1980).

4.10.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

La produzione mondiale di rame delle miniere è di 8.540.000 t/anno**,** mentre quella di calcopirite in Italia ha subito una forte riduzione a partire dal 1994. Nel 1983 era di 6.394 t.

La produzione mondiale di rame di fonderia (1ª fusione) è di 8.700.000 t/anno e quella di rame raffinato è di 10.240.000 t/anno. Nel 1996 l'industria metallurgica italiana ha prodotto 85.800 t di rame raffinato e 106.000 t di leghe.

- Usi

Il rame e i suoi composti vengono impiegati principalmente nei seguenti settori produttivi: elettrotecnica, industria chimica, industria cartaria, antiparassitari, Gemmologia, vernici antivegetative, pigmenti.

Distribuzione ambientale

- Aria

Le maggiori emissioni antropogeniche di rame sono costituite dalla produzione e dalla lavorazione di metalli e dalla combustione di legname e del carbone (Tab. 1).

In particolar modo, la maggior parte (95%) di Cu antropogenico proviene da fonti ben precise quali fonderie, inceneritori ed industrie che impiegano il metallo. La concentrazione media

atmosferica del Cu riportata in letteratura oscilla tra 5 e 10 ng/m^3 per zone rurali e tra 10 e 50 ng/m^3 per aree urbane (Nriagu, 1979). In particolar modo una recente indagine eseguita in 7 centri urbani dell'Inghilterra ha confermato che a distanza di tempo le concentrazioni di rame nell'aria non sono variate di molto (Lee *et al.,*1994).

TAB. 1 - EMISSIONI ANTROPOGENETICHE DI CU NELL'ATMOSFERA

Origine	**Flussi (G X 10^9/ANNO)**
Produzione di metalli non ferrosi	21,1
Combustione di legname	12,0
Produzione dell'acciaio e del ferro	5,9
Incenerimento di rifiuti	5,3
Applicazioni industriali	4,9
Combustione di carbone	4,7
Estrazione e raffinazione di metalli non ferrosi	0,8
Combustione di olii e di benzine	0,7
Produzione di fertilizzanti	0,6
Totale	**56,00**

(Nriagu, 1979)

- Suolo

Nel suolo la concentrazione di Cu dipende dal contenuto delle rocce d'origine e da fattori ambientali quali il drenaggio,

il pH e la quantità di materia organica presente (NAS, 1977).

Studi recenti hanno indicato che la concentrazione media in suoli agricoli oscilla tra 2 e 10 μg/g di peso secco (Abollino *et al.,* 1996). Concentrazioni elevate sono state invece riscontrate in prossimità di fonderie con valore medio 200 μg/g di peso secco nello strato superficiale (0-5 cm) di terreno. Altre fonti di inquinamento del suolo sono l'estrazione di minerali contenenti Cu l'impiego di fertilizzanti e di pesticidi in agricoltura e lo smaltimento di acque reflue, fanghi urbani ed industriali su terreni.

- Acqua

In corsi d'acqua inquinati sono stati determinati livelli di rame superiori a 100 g/l (Purves, 1987; Sarkar, 1988). Indagini effettuate sui principali fiumi del nostro Paese hanno rilevato un lieve inquinamento da tale metallo in alcuni affluenti del Po come ad esempio il fiume Lambro (Brondi *et al.,* 1986) (Tab.2).

TAB. 2 - CONCENTRAZIONE DI RAME NELLE ACQUE DEI PRINCIPALI FIUMI ITALIANI

FIUME	CONCENTRAZIONE (µG/L)	FIUME	CONCENTRAZIONE (µG/L)
Arno	0,50	Adige	0,50
Ombrone	0,25	Volturno	0,50
Tevere	0,30	Piave	0,25
Ticino	0,30	Reno	0,40
Po (Pavia)	0,60	Basento	0,70
Po (Lagoscuro)	0,45	Pescara	1,00
Isonzo	0,22	Ofanto	0,80
Tagliamento	0,25	Biferno	0,60

(Brondi *et al.,* 1986)

Il contenuto di Cu nell'acqua potabile è molto variabile, da pochi µg/l a oltre 1 mg/l (Piscator, 1990) e dipende da diversi fattori quali il pH, la durezza dell'acqua e il contenuto di Cu nelle condotte e cisterne impiegate nel trasferimento dell'acqua potabile.

4.10.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

Il rame in piccole quantità è essenziale per lo sviluppo delle piante, ma in concentrazioni più elevate di 0,3 mg/l può risultare dannoso anche se l'entità del danno varia sensibilmente da coltura a coltura (Woolhouse, 1983).

L'erba medica e le leguminose in genere sono relativamente ricche di rame. Il tenore di Cu nelle piante varia da 60 a 240 ppm, una concentrazione cioè superiore a quella che si riscontra nel terreno, il che rivelerebbe nei vegetali un singolare processo di accumulo di questo elemento (Rotini, 1984).

- Animali

Tra gli organismi marini che accumulano rame si annoverano i mitili, le ostriche e diverse specie di crostacei, mentre gli animali terrestri ne accumulano riguardevoli quantità nel fegato (NAS, 1977).

- Uomo

L'assorbimento del rame nel corpo umano avviene principalmente lungo il tratto gastrointestinale. Lo stomaco e tutte le parti dell'intestino tenue, particolarmente la parte superiore di quest'ultimo, assorbono gran parte del rame ingerito. Dopo l'assorbimento intestinale, il rame si distribuisce nel plasma legandosi all'albumina e, in piccola parte, ad

aminoacidi e a piccoli peptidi. Successivamente, in poche ore, il 60-90% del Cu assorbito viene depositato nel fegato, dove circa l'80% è legato a particolari proteine denominate metallotioneine (Tab. 3). Concentrazioni di Cu relativamente alte si ritrovano, oltre che nel fegato, anche nel cervello, nel rene e nel cuore. Il contenuto medio di rame nell'adulto è di circa 72 mg (CEC, 1979). L'escrezione del rame avviene attraverso il fegato con la bile ed è evacuato con le feci. L'emivita del Cu nell'organismo è di circa 40 giorni.

TAB. 3 - CONTENUTO DI CU IN ORGANI E TESSUTI UMANI

ORGANI E TESSUTI UMANI	µG/G
Polmone	2,20 - 0,20
Fegato	14,70 - 3,90
Rene	2,10 - 0,40
Capelli	0,22 - 0,30
Cervello	5,60 - 0,20
Muscolo	0,70 - 0,02

(Underwood, 1977)

4.10.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Negli alimenti il contenuto di Cu è molto variabile: da 20 a 400 µg/g di peso secco. I crostacei, specialmente le ostriche ed alcuni organi di animali, come ad esempio il fegato di manzo o di pecora, sono particolarmente ricchi in rame. Anche le noci, legumi ed altra frutta secca ne contengono una certa quantità (Underwood, 1977) (Tab. 4).

TAB. 4 - CONTENUTO DI RAME IN ALCUNI ALIMENTI NON CONTAMINATI

ALIMENTI	CONTENUTO (MG/KG PESO FRESCO)
Latte di mucca	0,05 - 0,20
Latte di bufala	0,25 - 0,78
Latte di pecora	0,07 - 0,08
Carni di varia specie	1,00 - 5,00
Vino	0,05 - 0,50
Birra	tracce - 0,02
Uovo	1,00 - 2,00
Mitili	30 - 60
Ostriche	90 -140

(Cerutti. 1989)

4.10.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

L'ingestione di sali di rame provocano un'intossicazione acuta con infiammazione intensa del

tratto gastro-intestinale accompagnata da dolore, vomito e diarrea. Possono sopravvenire convulsioni, necrosi epatica e renale (Bozza Marrubini *et al.,* 1987). L'ingestione di una dose dell'ordine di 10 grammi di solfato ($CuSO_4$) o di ossido (CuO) provoca un'intossicazione grave e mortale con gastroenterite, disidratazione e shock. Alcuni casi di intossicazione da rame, dovuti a un trattamento per le bruciature con composti del rame, hanno evidenziato una necrosi epatica centrolobulare (Chuttani *et al.,* 1965). Altri casi di intossicazione contratti in seguito a trattamento per le ustioni o per uso di attrezzature da dialisi contenenti rame, hanno dato luogo ad anemia emolitica (Manzer e Schreiner, 1970). Inoltre sono state osservate lesioni polmonari nei viticoltori che impiegavano del solfato di rame (polvere di Bordeaux) in forma di spray come fungicida.

- Intossicazione cronica

Il quadro clinico nell'intossicazione cronica consiste in un esordio insidioso con i seguenti sintomi generali: debolezza, perdita di appetito, perdita di peso e poi progressivamente comparsa di dispnea e tosse. E' stata inoltre osservata un'elevata incidenza di cancro polmonare tra i fonditori di Cu, e di cancro allo stomaco in soggetti che vivono in regioni con alta percentuale Zn/Cu nel suolo; tuttavia l'evidenza epidemiologica non è ancora stata confermata da indagini sperimentali (Klaassen, 1995).

Il rame produce una colorazione dei tegumenti, degli annessi cutanei e dei denti, può anche causare una dermatite detta "*scabbia da rame"* e turbe trofiche della mucosa nasale (Saltzer and Wilson, 1968).

4.10.8 - VALUTAZIONE DEL RICHIO AMBIENTALE

Il rame è particolarmente diffuso nelle zone montane alpine e appenniniche d'Italia dove si trova sotto forma di composti insolubili, rappresentati da solfuri, solfati, fosfati, carbonati, ossidi e silicati, i quali hanno i loro giacimenti in corrispondenza di suoli a scambio ionico e ad elevata alterazione che contribuiscono a trasformare i composti ridotti in composti ossidati. Le zone a rischio di contaminazione naturale sono, pertanto, molto limitate.

Anche le aree vulcaniche del Vesuvio e dell'Etna si possono ritenere potenzialmente a rischio, poiché le rocce effusive sono arricchite di alogenuri di Cu, che sono molto solubili nelle acque circolanti, sebbene si debba tenere in considerazione che i terreni vulcanici di queste zone, particolarmente porosi, facilitano fenomeni di ossidazione e quindi di segregazione.

4.10.9 - VALUTAZIONE DEL RICHIO PER LA SALUTE UMANA

I neonati ed i bambini sono sensibili agli effetti del rame, come è stato messo in evidenza dall'incidenza di cirrosi infantile e da referti di intossicazione da rame, contratti in India da bambini piccoli che avevano bevuto latte bollito e conservato in recipienti di ottone. Questo rischio per gli infanti, si pensa sia dovuto al fatto che nei primi anni di vita le concentrazioni epatiche di rame sono normalmente molto elevate e, alla nascita i meccanismi omeostatici non sono completamente sviluppati (Goyer, 2000).

Il rame è considerato un elemento essenziale nei metabolismo umano, avendo un ruolo importante nella formazione degli eritrociti, nello sviluppo osseo, del sistema nervoso centrale e del tessuto connettivo (WHO, 1984; 1996).

La presenza nell'aria rurale ed urbana rispettivamente con valori di 0,02 e 0,05 $\mu g/m^3$ è ininfluente sui fabbisogno corporeo di rame, in quanto esso viene assunto principalmente con la dieta. Infatti è stato stimato che con gli alimenti se ne assumono 2000 μg/giorno, di cui solo 630 vengono assorbiti a livello gastrointestinale, che rappresenta la quantità ottimale per soddisfare le esigenze metaboliche dell'organismo umano. D'altro canto, se pur raramente, possono verificarsi intossicazioni da rame dovute ad ingestione eccessiva e continuata di alimenti troppo ricchi di tale elemento (molluschi e crostacei). Anche l'acqua potabile potrebbe indurre effetti avversi qualora il suo contenuto in essa di rame fosse superiore ad 1mg/l (WTHO, 1984). A tale proposito la normativa attualmente vigente (DL 236 del 1988) stabilisce che il CMA, cioè la concentrazione massima ammissibile, corrisponda a 1 mg/l e che l'obiettivo a lungo termine cui adeguarsi sia il valore guida di 0,1mg/l

4.11 - TITANIO (TI)

4.11.1 - INTRODUZIONE

Il titanio è largamente distribuito nella crosta terrestre. Esso trova impiego in vari settori industriali e in campo medico, specialmente per la sua resistenza alla corrosione e per la sua inerzia.

Lo si ritrova nell'aria di città, nei fiumi, nell'acqua potabile e lo si è rilevato negli alimenti, ma non sembra che svolga alcuna azione fisiologica sull'organismo.

4.11.2 - CARATTERISTICHE FISICO-CHIMICHE

E' l'elemento chimico di numero atomico 22, simbolo Ti e peso atomico 47,9.

E' un metallo dal colore grigio-argento che fonde alla temperatura di 16600° C e bolle a 3287° C.

4.11.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

Nell'atmosfera di regioni remote (Antartide) le concentrazioni di titanio risultano inferiori a 0,020 ng/m^3 (Nriagu and Davidson, 1986). Esso viene disperso nell'ambiente principalmente attraverso le polveri sollevate dal vento e dalle emissioni vulcaniche.

- Suolo

Il titanio è un elemento di transizione con caratteristiche metalliche che, dopo il ferro, è il più abbondante in natura (0,58% della crosta terrestre) trovandosi principalmente sotto forma di biossido (TiO_2) con tre forme di cui il rutilo è la principale, mentre anatasio e brookite sono più rare. Altri composti importanti sono l'ilmenite ($FeTiO_3$) e la perowskite ($CaTiO_3$).

L'ilmenite si forma per segregazione diretta nel magma; può essere presente in grandi quantità in molte sabbie fluviali e costiere come minerale pesante di sedimenti clastici trasportati a grandi distanze dall'azione del fiume e del mare.

- Acqua

La concentrazione media di Ti nell'acqua di mare è 0,001 mg/l (Wenning and Kirsch, 1988).

Il biossido e i metatitanati sono insolubili in acqua, tuttavia il titanio può essere presente in tracce nelle acque minerali:

la sua presenza proviene dalla lisciviazione di rocce eruttive o metamorfiche o di filoni metalliferi contenenti i relativi minerali.

4.11.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

I minerali principali per l'estrazione del titanio sono il rutilo e l'ilmenite. Il titanio viene ottenuto allo stato metallico dopo trasformazione in tetracloruro per riscaldamento del biossido con carbone in corrente di cloro. Il tetracloruro viene infine ridotto con magnesio o sodio fusi in atmosfera di argon.

TAB. 1 - PRODUZIONE DELLE OFFICINE METALLURGICHE

NATURA DEI PRODOTTI	NUMERO DELLE OFFICINE	QUANTITÀ (T)
Lega ferro-titanio	10	2.291

Ministero dell'Industria, del Commercio e dell'Artigianato - Direzione Generale delle Miniere - Corpo delle Miniere. *Relazione sul servizio minerario e statistica delle industrie estrattive in Italia nell'anno 1985.* n^0 107, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 1990.

- Usi

Il titanio presenta proprietà meccaniche simili a quelle dell'acciaio pur essendo molto più leggero e viene impiegato principalmente nei seguenti settori produttivi:

- Strumenti chirurgici e di precisione
- Industria cartaria (biossido di titanio)
- Industria tessile (opacizzante: biossido di titanio)
- Pigmenti ("bianco di titanio : ossido di titanio + solfato di bario e ossido di zinco)
- Industria chimica (catalizzatore: tricloruro di titanio)
- Industria conciaria (sali di titanio)

Leghe

- Leghe per oreficeria
- Leghe per l'industria aerospaziale e automobilistica
- Acciai legati (contenuto di titanio pari a 0,05%)

Distribuzione ambientale

- Aria

Le concentrazioni nell'aria di aree non urbane variano da 0,003 a 0,018 μg/m^3 mentre in aree urbane i livelli si aggirano tra lo 0,01 e lo 0,07 μg/m^3. Livelli più elevati (0,5 μg/m^3) sono stati registrati in aree urbane industrializzate del Giappone (Nordman and Berlin, 1990).

- Suolo

I suoli contengono generalmente tra lo 0,3 e il 6% di Ti. Tuttavia vi sono suoli con contenuto eccezionalmente elevato di titanio, sino al 10% (Nordman and Berlin, 1990). Inoltre in vicinanza di impianti termoelettrici che bruciano carbon fossile si possono avere livelli elevati nel suolo circostante per ricaduta delle ceneri aerodisperse (Heit, 1977).

- Acqua

Indagini effettuate su corsi d'acqua del Canada e USA hanno evidenziato concentrazioni di Ti che variavano tra 2 e 107 µg/l (Nordman and Berlin, 1990), mentre l'acqua potabile conteneva una concentrazione media di 2 µg/l (0,5 - 15 µg/l).

4.11.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

Il titanio viene scarsamente assorbito dalle radici delle piante. Livelli di circa 1 mg/kg peso secco sono stati riportati per una gran varietà di vegetali. Concentrazioni più elevate sono state riscontrate in prodotti agricoli (lattuga, mais ed altri vegetali) in aree contaminate da deposizione di ceneri volatili (Schroeder *et al.,* 1963)

- Animali

Il contenuto in titanio negli animali varia in relazione all'ambiente in cui vivono e più specificamente al tipo di dieta (Underwood, 1977).

- Uomo

Il contenuto corporeo di titanio è di circa 15 mg, ed è localizzato per la maggior parte nei polmoni, probabilmente come conseguenza dell'inalazione diretta, dove tende a rimanere per lunghi periodi (Vanoeteren and Cornelis, 1986).

4.11.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Abbondante nella crosta terrestre ed in tutti i terreni, il Ti presenta notevoli oscillazioni nei tessuti animali e vegetali (Tab. 2).

TAB. 2 - CONTENUTO DI TI IN ALCUNI ALIMENTI

ALIMENTI	CONTENUTO (MG/KG PESO FRESCO)	ALIMENTI	CONTENUTO (MG/KG PESO FRESCO)
Arancia	0,60	Cervello (montone)	20
Patata	1,80	Fegato (vitello)	2
Lenticchia	3,00	Carne (coniglio)	5
Carota	4,50	Molluschi	5 - 30
Spinacio	12,0		

(Cerutti, 1989)

Il titanio è consentito in USA sotto forma di biossido (TiO_2), come agente della colorazione

molto bianca desiderata per la mozzarella e formaggi similari ottenuti da latte di mucca; infatti il latte di vacca contiene, al contrario di quello di bufala, carotenoidi che disturberebbero il "candore" di questi formaggi freschi.

4.11.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

L'inalazione di fumi o polveri di Ti inducono infiammazione delle vie respiratorie con sviluppo di laringostenosi (Klaassen, 1995). Non vi è evidenza che il Ti e i suoi composti abbiano qualsiasi effetto mutageno, teratogeno o cancerogeno per l'uomo (Valentin and Schaller, 1983).

- Intossicazione cronica

Da indagini epidemiologiche sembra che l'inalazione di Ti in polvere non provochi fibrosi polmonare. Nessun cambiamento di tipo patologico è stato diagnosticato in soggetti che erano stati esposti per lungo tempo a polveri contenenti Ti. Tuttavia è stato riferito che, in seguito all'inalazione di Ti, per esposizione ai pigmenti di biossido di Ti, si è manifestata una leggera fibrosi del tessuto polmonare, anche se il danno arrecato non era invalidante (Klaassen, 1995).

4.11.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

Il titanio è abbastanza diffuso in Italia, ma il suo comportamento nell'ambiente è strettamente associato al clima e al tipo di suolo presenti nelle zone dei giacimenti. Nell'Italia settentrionale tali giacimenti si trovano al di sotto di suoli fortemente acidi, di tipo podzolico, delle Alpi: questi suoli, ben drenati, hanno un orizzonte di accumulo di ossidi di metallo particolarmente stabili e insolubili. Queste zone, pertanto, non rappresentano alcun rischio di contaminazione ambientale naturale da Ti e sono presenti in Valle d'Aosta, nel Piemonte e nella Lombardia settentrionali, e in Alto Adige. Al contrario, i giacimenti dell'Italia centro-meridionale si trovano in prevalenza al di sotto di suoli a scambio ionico alterazione di minerali tra cui il rutilo e altri ossidi di Ti offrono buona resistenza, restando stabilmente legati alle componenti solide del suolo, mentre i silicati di Ti subiscono idrolisi e possono contaminare le falde: nella zona dei vulcani laziali sono state trovate tracce di Ti in alcune sorgenti oligominerali. In ogni caso, il Ti non costituisce in natura un indicatore di impatto ambientale, mentre lo diventa qualora provenga da fonti antropogeniche, in quanto le sue concentrazioni possono aumentare significativamente.

4.11.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

In riferimento ai dati reperibili in letteratura si può ritenere che il titanio sia da considerarsi un elemento che non costituisce rischio per la salute umana della popolazione professionalmente non esposta.

4.12 - VANADIO (V)

4.12.1 - INTRODUZIONE

Il vanadio fu scoperto nel 1801 da Manuel del Rio che, mentre cercava minerali di piombo, isolò un nuovo elemento che chiamò "eritromio". Basandosi su ipotesi erronee, del Rio concluse di aver scoperto un'altra forma di cromo. In seguito, nel 1839, lavorando con scorie di ferro, lo scienziato svedese Nils Sefstrom isolò il V, attribuendogli questo nome in onore della dea norvegese Vanadis. Infine, durante quello stesso anno, il nome fu confermato definitivamente al1orché Friedrich Wohler concluse che il vanadio e l'eritromio erano lo stesso elemento; comunque solo nel 1927 due inglesi, J.M. Maeder e M.N. Rich, riuscirono a produrre vanadio puro al 99,7% adatto per uso industriale.

Sebbene sia stato dimostrato che il V costituisce un elemento essenziale sia per i polli che per i ratti, la sua importanza nell'uomo non è stata provata. Si ritiene che sia molto improbabile che possano insorgere sintomi d'intossicazione in seguito ad un'assunzione con la normale alimentazione (WHO, 1996).

Sono state riferite deboli correlazioni statistiche tra esposizione collettiva a composti del V nell'aria e mortalità per cancro polmonare, polmonite e bronchite ed anche tra questo tipo di esposizione e l'incidenza di miocardiopatie e nefropatie (Klaassen, 1995). Tuttavia, a causa della mancanza di prove statistiche convincenti, questi dati epidemiologici dovrebbero essere interpretati con cautela. Sono stati altresì riportati effetti nocivi per la salute da esposizione occupazionale a concentrazioni relativamente elevate (dell'ordine di mg/m^3) di alcuni composti del V presenti nell'aria (Rubino e Pettinati, 1992).

4.12.2 - CARATTERISTICHE FISICO-CHIMICHE

E' l'elemento chimico di simbolo V, numero atomico 23 e di peso atomico 50,95. E' un metallo di colore bianco simile all'antimonio. Fonde alla temperatura di 1.735° C e bolle a 3.000° C. Il metallo è resistente all'acido cloridrico e solforico, ma viene rapidamente disciolto dall'acido nitrico e perclorico.

4.12.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

Le principali fonti naturali del V presente nell'aria sono costituite dai fenomeni che agiscono sulla crosta terrestre e dalle emissioni vulcaniche. E' stato stimato che l'emissione annuale totale sia dell'ordine di 65 x 10^3 t/anno (Galloway *et al.,* 1980).

Nell'atmosfera di regioni remote le concentrazioni di vanadio come nel Canada sono risultate inferiori a 0,1 ng/m^3 (Nriagu and Davidson, 1986) (Tab. 1).

TAB. 1 - ORIGINI NATURALI DELLE EMISSIONI DO V NELL'ATMOSFERA

ORIGINE	FLUSSI (6 X 10^9/ANNO)
Polveri trasportate dal vento	25
Emissioni vulcaniche	4,5
Attività biologica naturale	17
Incendio di foreste	35
Aerosol marino	15
Totale	**65**

(Galloway *et al..*, 1980)

- Suolo

Il vanadio è un elemento di transizione con caratteristiche metalliche che si trova in natura (0,016% della crosta terrestre) principalmente come solfuro (patronite), come clorovanadato (vanadinite) e come vanadato di potassio e uranile (carnotite). L'elemento è particolarmente concentrato nel basalto (circa 250 μg/g), con concentrazioni molto più basse nel granito (circa 20μg/g) (Taylor, 1964). E' rinvenibile sulla crosta terrestre in forma di sali relativamente insolubili, di solito nella forma trivalente.

- Acqua

La concentrazione media di V nell'acqua di mare è 0,002 mg/l, nelle acque dolci superficiali è 0,006 mg/l (Davis and Bennett, 1983).

Sembrerebbe, come per la maggior parte degli altri elementi, che i fondali oceanici costituiscano il principale sito di raccolta del V nel ciclo globale dell'elemento.

Il vanadio ha notevole inerzia chimica, per cui non viene attaccato dall'aria e dall'acqua; pertanto non forma con facilità ossidi che comunque sono poco solubili in acqua.

Questo elemento può essere presente in tracce nelle acque minerali: la sua presenza proviene

dalla lisciviazione di rocce eruttive o metamorfiche o di filoni metalliferi contenenti i relativi minerali.

4.12.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

Il vanadio è generalmente preparato come lega ferro-vanadio per riduzione del pentossido (V_2O_5) con ferro-silicio nel forno elettrico in assenza d'aria. Il metallo puro può essere ottenuto riducendo il tetracloruro (VCl_4) con idrogeno in atmosfera d'argon a 680 – 700° C
Lo si ottiene pure per raffinazione dei residui del petrolio. I maggiori produttori di V sono gli USA, la Russia, il Sud Africa e la Finlandia. La produzione mondiale annua si aggira intorno alle 40.000 t (Tab.2).

TAB. 2 - PRODUZIONE DELLE OFFICINE SIDERURGICHE

NATURA DEI PRODOTTI	NUMERO DELLE OFFICINE	QUANTITÀ (T)
Lega ferro-vanadio	10	9

Ministero dell'Industria, del Commercio e dell'Artigianato - Direzione Generale delle Miniere - Corpo delle Miniere. *Relazione sul servizio minerario e statistica delle industrie estrattive in Italia nell'anno 1985.* n^0 107, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 1990.

- Usi

Più del 90% del V prodotto viene consumato nella produzione di leghe ferrose ed acciai sp eciali. Il V possiede una buona resistenza strutturale e una bassa sezione d'urto ai neutroni prodotti nella reazione di fissione, rendendolo adatto alle applicazioni di fisica nucleare. Nell'industria chimica, i composti di V vengono impiegati come catalizzatori nell'ossidazione di numerosi composti organici. Il V viene altresì usato in fotografia, nella preparazione di ceramiche e soprattutto come colorante. L'industria del vetro impiega sali di V come coloranti e come mezzo per impedire la trasmissione dei raggi UV.

Distribuzione ambientale

- Aria

Le principali sorgenti antropogeniche di immissione di V nell'atmosfera rientrano in due principali categorie: processi di combustione contenenti V (petrolio e carbone) e processi che impiegano V e i suoi composti come materia prima. La prima comprende la fonte più consistente e più diffusa (EPA, 1977). E' stato stimato che circa 200 x 10^3 t di V entrano nell'ambiente ogni anno in conseguenza di attività umane (Galloway *et al.,* 1980).

Il contenuto di V nel carbone risulta di circa 25 μg/g negli USA (NRCC, 1980). Oltre alla sua presenza nel carbone, tutti i tipi di greggio contengono una certa quantità di V (1-200 μg/g) (NAS, 1974). L'elemento è presente nel petrolio sotto forma di diversi complessi tra cui il più comune è costituito dalle porfirine; allorché il greggio venga sottoposto alla lavorazione e raffinato a scopo commerciale, quasi tutto il V viene trattenuto nel residuo. Esso costituisce la parte terminale pesante del processo di distillazione e può contenere concentrazioni che oscillano tra i e 60 g/kg (Fischer, 1975). Il contenuto di V nei residui varia in funzione di diversi fattori, come ad esempio l'origine del greggio dal quale sono stati ottenuti e la quantità della lavorazione cui è stato sottoposto il combustibile finale per ottenere un livello accettabile di zolfo. Indagini effettuate in diverse epoche indicano che la concentrazione media del V nell'aria di aree rurali ed urbane oscillano tra 0,5 e 2 ng/m^3 (Sugimae and Hasegawa, 1973; Bengtsoon and Tyler, 1976; Nriagu and Davidson, 1986), In particolar modo le concentrazioni più elevate sono riscontrabili in aree a clima freddo a causa del maggior consumo di combustibile (Lee *et al.,* 1972). Ad esempio, in alcune città degli USA sono state riscontrate concentrazioni superiori a 100 ng/m^3 (Bengtsson and Tyler ,1976). Altri dati, ottenuti da uno studio protrattosi per 5 anni in 4 città belghe, hanno mostrato delle medie annuali di 41-107 ng/m^3 (Kretzchmar *et al.,* 1980).

- Suolo

Nel suolo la sorgente primaria del V è la roccia madre, dalla quale origina il suolo stesso, ed i livelli presenti sono dipendenti in gran parte da eventi fisici, chimici e biologici coinvolti nella trasformazione della roccia in suolo (NRCC, 1980). Le concentrazioni di V oscillano tra i 5 e i 140 mg/kg sebbene valori più elevati (500 mg/kg siano riscontrabili in aree contaminate (Abollino *et al.,* 1996a). Una recente indagine nei terreni della provincia di Reggio Emilia ha evidenziato un valore medio di V pari a 83 mg/kg di sostanza secca (Abollino *et al.,* 1996b).

- Acqua

Alti livelli di V in acque di superficie sono stati riscontrati in vicinanza di impianti di lavorazione di minerali uranio-vanadio (Davies and Bennett, 1983).

Un'indagine condotta sui principali fiumi italiani ha evidenziato bassi livelli di elemento nelle acque con una concentrazione media di 0,2 μg/l (Brondi *et al.,* 1986) (Tab. 3).

TAB. 3 - CONCENTRAZIONE DI V NELLE ACQUE DEI PRINCIPALI FIUMI ITALIANI

FIUME	CONCENTRAZIONE (µG/L)	FIUME	CONCENTRAZIONE (µG/L)
Arno	0,4	Adige	0,2
Ombrone	0,3	Pescara	0,2
Tevere	0,35	Piave	0,2
Ticino	0,8	Reno	0,2
Po (Pavia)	0,2	Basento	0,2
Po (Lagoscuro)	0,2	VoLturno	0,35
lsonzo	0,2	Ofanto	0,2
Tagliamento	0,2	Biferno	0,2

(Brondi ce al., 1986)

Nell'acqua potabile sono state invece riscontrate concentrazioni medie di V di 4,3 µg/l (Durfor and Becker, 1963); il 90% dei campioni analizzati contenevano meno di 10 µg/l e il livello massimo riscontrato di V è stato di 70 µg/l. Belies (1978) ha osservato che l'acqua potabile poteva contenere da 1 a 6 µg/l, mentre il NAS (1974) riporta che la concentrazione di V in acque destinate ad uso potabile può oscillare da valori non determinabili a 200 µg/l. Poiché la concentrazione nell'acqua dolce dipende fondamentalmente dalla quantità di V nel suolo e nelle rocce circostanti (come conseguenza della lisciviazione, ecc.) non è sorprendente trovare che le concentrazioni differiscono sensibilmente a seconda della zona geografica (NAS 1974; EPA 1977). In Italia indagini su alcuni corpi idrici ad uso potabile hanno evidenziato in alcune acque della regione Lazio valori elevati pari a 14 µg/l (Tab. 4).

TAB. 4 - CONTENUTO DI V IN DIVERSI CORPI IDRICI DI ALCUNE REGIONI ITALIANE

REGIONE	CONCENTRAZIONE MINIMA (µG/L)	CONCENTRAZIONE MASSIMA (µG/L)
Lazio	0,18	14
Lombardia (Milano)	0,21	1,48
Sicilia	0,11	4,60
Puglia	0,34	4,60
Veneto (Agordino)	0,01	2,34

(Brondi *et al.,* 1986)

4.12.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

L'assunzione di V da parte delle piante è probabilmente un processo passivo che, in condizioni normali, coinvolge il metallo che viene estratto dalle soluzioni nel suolo in forma di VO^{-3} o VO^{+2} (Hopkins *et al.,* 1977). Le concentrazioni più elevate sono riscontrabili nelle radici delle piante e di solito corrispondono alle concentrazioni misurabili nel suolo circo-

stante. Esistono ampie variazioni inter- e intraspecie nel contenuto totale di V nelle piante. La concentrazione media di V nei vegetali in località non inquinate è stata stimata intorno a 0,5-2 µg/g di peso secco (EPA, 1977).

- Animali

In alcune specie animali il V può raggiungere elevate concentrazioni; ad esempio Manskaya e Brozdova (1968) hanno osservato che alcuni invertebrati marini come le ascidie (sottotipo Tunicati) e le oloturie (tipo Echinodermi) contenevano una quantità di V 10.000 volte superiore a quella presente nell'acqua nella quale vivono. Nelle ascidie, speciali cellule di colore verde, presenti nel sangue e chiamate vanadociti, concentrano l'elemento. Il V in queste cellule è allo stato trivalente, complessato con anelli pirrolici, ed è associato a concentrazioni di solfati insolitamente elevate in ambiente acido (Levine, 1961). Sebbene il complesso con il V non sembri giocare un ruolo nel trasporto dell'ossigeno, esso può essere coinvolto in reazioni redox che hanno luogo nel plasma e nella formazione della tunica.

- Uomo

L'assorbimento gastrointestinale di composti del V ingenti è di solito irrilevante. Si ritiene che esso si aggiri attorno allo 0,5% della quantità ingerita. Nel tratto respiratorio, la deposizione di particelle di V è maggiore per la frazione comprendente le particelle di dimensioni dell'ordine submicronico e la deposizione intrapolmonare aumenta al diminuire della dimensione della particella. Se le specie di V depositate sono solubili, esse vengono assorbite rapidamente.

Una volta assorbito, il V si distribuisce nel plasma e studi sperimentali hanno dimostrato che in genere il polmone, il rene e il fegato accumulano i più alti livelli di V (Lagerkvist and Vouk, 1990).

Il compartimento corporeo dove si ha il maggiore accumulo è il tessuto adiposo, ma anche i denti e le ossa danno un certo contributo al contenuto corporeo (Goyer, 2000).

Il vanadio viene escreto dall'organismo soprattutto per mezzo delle feci come V non assorbito mentre quello assorbito lo è principalmente per via urinaria. E' stato calcolato che il 70% della quantità assorbita viene escreto direttamente e che il V depositato in organi e tessuti viene trattenuto con un'emivita di circa 28 anni (Tab. 5).

TAB. 5 - CONTENUTO DI V IN ORGANI E TESSUTI DI SOGGETTI NON ESPOSTI PROFESSIONALMENTE

ORGANI E TESSUTI UMANI	NG/G PESO UMIDO
Polmone	0,01 - 10
Rene	3,3
Fegato	7,5
Muscolo	0,5

(Lagerkvlst and Vouk, 1990)

4.12.6 - ALIMENTI E BEVANDE

I dati riguardanti i livelli di V negli alimenti sono limitati. Ad esempio 4 diverse indagini hanno riportato concentrazioni estremamente diverse di vanadio nei piselli, cioè 4 - 60 ng/g; 186 ng/g; <30 ng/g e <0,1 ng/g (WHO, 1973). Le concentrazioni di V nelle patate oscillano invece da 1 a 6 ng/g (Byrne and Kosta, 1978) e 1.500 ng/g (Schoeder *et al.,* 1963). Il vanadio ha un'affinità naturale per i grassi e gli oli; alimenti ricchi di olio ne presentano elevate concentrazioni (Goyer, 2000). Sebbene la presenza di V negli alimenti non sia uniforme, sembra comunque che l'assunzione con la dieta sia piuttosto regolare (Goyer, 1995) (Tab. 6).

TAB. 6 - CONTENUTO DI V IN ALCUNI ALIMENTI

ALIMENTO	MG/KG (PESO SECCO)
Pesce	0,14
Molluschi	0,7
Crostacei	0,4
Funghi	0,67

(Newland. 1982)

4.12.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

L'intossicazione acuta da V provoca disturbi a carico del sistema nervoso, paralisi degli arti inferiori, difficoltà respiratorie, convulsioni, enteriti emorragiche ed infine morte. Tra i composti di V, assunti in dosi sufficientemente elevate e tali da provocare un'azione tossica, i più attivi sono il metavanadato d'ammonio e l'anidride vanadica. Per l'uomo la dose tossica di questi composti sembra aggirarsi sui 100-120 mg somministrati per via ipodermica. Studi biochimici e farmaco-logici sul vanadio hanno dimostrato che questo metallo possiede proprietà inibitrici sul complesso enzimatico, che regola il trasporto attivo di Na^+ e K^+ attraverso la membrana cellulare (Klaassen, 1995).

Nulla di preciso si sa riguardo alla dose tossica quando queste sostanze vengono introdotte per altre vie.

- Intossicazione cronica

Nell'intossicazione cronica di polveri contenenti V si verificano generalmente effetti sull'apparato respiratorio con irritazione nasale ed epistassi, bronchiti ed enfisema polmonare, mentre a livello nervoso si manifestano effetti neurotossici sul centro vasomotorio e sul controllo nervoso della contrazione cardiaca, con riduzione complessiva della funzionalità cardiaca (Lauwerys, 1980). Recentemente è stato osservato che il V esercita effetti allergici ed infiammatori (Kitani *et al.,* 1998).

4.12.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

Il vanadio è presente in Italia solo in piccole concentrazioni e sempre come vanadato nella zona di ossidazione dei giacimenti di piombo, in corrispondenza di rocce mafiche effusive. Tali zone presentano, nella quasi totalità dei casi, suoli ad elevata alterazione dei silicati per idrolisi e ossidazione e, tuttavia, dal momento che i vanadati sono difficilmente alterabili, questo elemento non è riscontrabile nelle acque circolanti, ad eccezione di alcune sorgenti oligominerali della zona degli antichi vulcani laziali ove è stato rilevato in tracce. Questo elemento, pertanto, non costituisce alcuna fonte di contaminazione naturale della biosfera, a causa sia della sua scarsa solubilità e del lento trasferimento nell'idrosfera.

Le attività antropiche rappresentano, di conseguenza, le uniche fonti potenziali di inquinamento ambientale locale da vanadio.

4.12.9 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

E' stato stimato che nei soggetti residenti in zone rurali il contenuto corporeo medio di V è di circa 100 μg di cui l'80% proviene dalla dieta, mentre nei soggetto che vivono in ambiente urbano il contenuto medio è circa il doppio. E' interessante rilevare che la via inalatoria assume una grande importanza nell'assunzione di questo elemento. Attualmente non è ancora stato stabilito un limite di concentrazione tollerabile per la popolazione in generale. D'altro canto è stato osservato che un'assunzione di 10 mg di V provoca evidenti effetti tossici sull'organismo, per cui la dose di vanadio assunto con la dieta deve essere sicuramente di molto inferiore ai 10 mg/giorno (WHO, 1996).

ZINCO (ZN)

4.13.1 - INTRODUZIONE

Lo zinco come metallo fu descritto per la prima volta nel 1597 sebbene probabilmente sia stato estratto dai cinesi ed usato come lega con il rame nella fabbricazione dell'ottone da tempi remotissimi.

Lo zinco è indispensabile per l'accrescimento, la maturazione sessuale e la normale funzionalità di tutti gli organismi viventi.

Sono noti più di ottanta metallocoenzimi a base di questo oligoelemento presenti nel fegato, nel pancreas, nella prostata ed in altri organi, implicati in svariati processi biologici riguardanti il metabolismo glucidico, protidico e lipidico nonché quello ormonale e della vitamina A (Goyer, 1995).

Impiegato da secoli in modo empirico sotto forma soprattutto di solfato, specialmente per applicazioni topiche, veniva considerato atossico per l'uomo. Solamente nel 1883 Spillman segnalò che elevate dosi di alcuni sali di Zn possedevano un'azione corrosiva sulla mucosa del tubo digerente. Successivamente segnalò nel 1911 un numero notevole di decessi conseguenti all'assunzione per via orale di solfato e di solfuro di Zn incidentalmente o per scopi suicidi ed omicidi. Webster nel 1930 riportò un incidente nel quale circa 200 soggetti manifestarono segni di grave gastro-enterite acuta con nausea, vomito e diarrea sanguinolenta in seguito ad ingestione di mele fatte cuocere in un contenitore di ferro zincato. Tuttavia il rischio tossicologico più importante dello Zn proviene dall'inalazione di fumi di ossido di Zn "febbre da fumi di metalli". Lo zinco non è l'unico metallo in grado di provocare questa sintomatologia, che peraltro è stata riportata così di frequente e per tanto tempo associata alla esposizione di Zn, da esser considerata patognomonica (Klaassen, 1995).

4.13.2 - CARATTERISTICHE FISICO - CHIMICHE

E' l'elemento chimico di simbolo Zn, numero atomico 30 e di peso atomico 65,38. E' un metallo lucido di colore bianco-blu. Fonde alla temperatura di 419,4° C e bolle a 907° C. Insolubile in acqua, ma solubile in acidi ed alcali.

4.13.3 - FONDO NATURALE INCONTAMINATO

Distribuzione ambientale

- Aria

Nell'atmosfera di regioni remote le concentrazioni di zinco sono risultate inferiori a 0,5 ng/m^3 (Nriagu and Davidson, 1986).

- Suolo

Lo zinco è un metallo di transizione relativamente abbondante in natura (2,0 x 10-2 % della crosta terrestre) e i suoi minerali si trovano in giacimenti localizzati da cui possono essere estratti facilmente. Alcuni giacimenti di zinco possono avere una genesi per metamorfismo da contatto. I minerali più comuni dello zinco sono la blenda o sfalerite (ZnS), la smithsoflite ($ZnCO_3$), la calamina ($Zn_4(OH)_2Si_2O_7.H_20$), la willemite (Zn_2SiO_4) e la zincite (ZnO).

In Italia la zincite o ossido di zinco rappresenta una rarità mineralogica e pertanto non può essere considerata, come in. altri paesi, un minerale industriale dello zinco.

La blenda è il più importante minerale dello zinco, ma solo raramente è solfuro di zinco puro: contiene sempre tenori Variabili di ferro che nella varietà christophite raggiunge il 26%. Nelle blende dei giacimenti sardi si possono avere anche piccole percentuali di cadmio e germanio. Altri elementi presenti in tracce più o meno sensibili sono indio, gallio, tallio. Questo minerale presenta pure il fenomeno del polimorfismo: se riscaldato fino a 1020 °C si trasforma in wurzite che è la fase stabile ad alta temperatura del solfuro di zinco, ma in natura essa è più rara della blenda.

- Acqua

La concentrazione media di Zn nell'acqua di mare è 0,01 mg/l, nelle acque dolci superficiali è <5 mg/l (Elinder, 1990).

Gli alogenuri di zinco, ad eccezione dei fluoruri, sono molto solubili in acqua, i solfuri sono poco solubili, mentre i solfati, i carbonati e i nitrati sono tutti solubili e si idrolizzano più facilmente dei corrispondenti sali di magnesio.

Il significato geologico della presenza di zinco nelle acque minerali, la cui concentrazione varia notevolmente, sarebbe da ricercarsi nell'età dei terreni da cui sgorgano le sorgenti. Questo elemento entra nelle acque circolanti per dilavamento dei minerali che lo contengono, quali blenda e smithsonite, e può subire metilazione.

4.13.4 - FONDO NATURALE CONTAMINATO

Produzione e impieghi contaminanti

- Estrazione

In Italia la produzione di blenda non è trascurabile e proviene soprattutto dalle alpi nord-orientali e dalla Sardegna. I principali minerali industriali dello zinco sono la blenda e i "minerali calaminari", ovvero una miscela di calamina e smithsonite. L'arricchimento del minerale avviene per flottazione: la frazione costituita da solfuro di zinco viene separata dagli

altri composti.

Per l'estrazione dello zinco i minerali vengono prima trasformati per arrostimento in ossido che è poi ridotto con carbone; la temperatura raggiunta nella riduzione (1100 °C) è sufficiente per volatilizzare lo zinco provocandone la distillazione insieme al cadmio che, in genere, lo accompagna.

La produzione mondiale di zinco dalle miniere è di 6.477.000 t/anno, mentre quella in Italia continua a scendere. Nel 1969 l'Italia produceva 213.000 t di minerali di zinco; nel 1996 questa produzione è stata di sole 20.137 t: le miniere italiane ancora attive sono quelle sarde (Nurra e Iglesiente), quella friulana di Raibl e quella toscana di Lanzi.

La produzione mondiale di zinco di fonderia (metallo di lª fusione) è di 6.708.000 t anno. In Italia l'industria metallurgica dello zinco è piuttosto stabile da diversi anni: nel 1996 l'Italia ha prodotto 273.037 t di zinco in pani.

TAB.1 - PRODUZIONE DELLE MINIERE E CAVE ATTIVE

QUALITÀ DEL MINERALE	PROVINCIA	TENORE (%)	QUANTITÀ (1000 T)	QUANTITÀ TOTALE NAZIONALE (1000 T)	NUMERO DELLE MINIERE
Blenda	CA	51,81 Zn	43		10
	BL	52,70 Zn	(a)	78	1
	UD	51,80 Zn	(a)		1

(a) Dato compreso nel relativo totale nazionale

Ministero dell'Industria, del Commercio e dell'Artigianato - Direzione Generale delle Miniere - Corpo delle Miniere. *Relazione sul servizio minerario e statistica delle industrie estrattive in Italia nell'anno 1985*. n^0 107, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 1990.

- Usi

Lo zinco viene impiegato principalmente nei seguenti settori produttivi:

- Industria galvanica ("zincatura")
- Industria vetraria (ossido di zinco)
- Pigmenti ("bianco di zinco": monossido di zinco; "litopone": solfuro di zinco + solfato di bario; "bianco di titanio":
  ossido di titanio + solfato di bario e ossido di zinco; "giallo di zinco": cromato di zinco)
- Mordenti in tintoria (solfato di zinco)
- Industria farmaceutica (solfato di zinco)
- Edilizia (stucco: gesso, colla, solfato di zinco)
- Disinfettanti (cloruro di zinco)

Leghe

1) Lega Cu/Zn ("ottone")
2) Leghe Cu/Ni/Zn per posateria ("alpacca": contenuto di zinco pari al 20%; "argentana": contenuto di zinco pari a 25%)
3) Leghe Zn/Al/Cu ("Zama")
4) Lega Zn/Al ("zincalio")

TAB. 2 - PRODUZIONE DELLE OFFICINE METALLURGICHE

NATURA DEI PRODOTTI	NUMERO DELLE OFFICINE	QUANTITÀ (T)
Metallo di recupero	11	8.849
Leghe di recupero	11	841
Zinco e derivati	3	204.846

Ministero dell'Industria, del Commercio e dell'Artigianato - Direzione Generale delle Miniere - Corpo delle Miniere. *Relazione sul servizio minerario e statistica delle industrie estrattive in Italia nell'anno 1985.* n^0 107, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 1990.

Distribuzione ambientale

- Aria

Un'indagine eseguita su 22 città americane ha riscontrato che oltre la metà dei campioni prelevati presentavano concentrazioni che variavano da 0,3 a 49 μg/m^3, mentre tassi più elevati furono riscontrati in aree industrializzate (Bertholf, 1990). Ricerche effettuate in Italia, in alcune città tra cui Padova, hanno evidenziato concentrazioni di Zn nell'aria che variavano da 0,38 a 1,66 μg/m^3 (Mantovani *et al.*, 1992)

- Suolo

Valori tipici di Zn nel suolo si aggirano solitamente tra i 50 e 80 mg/kg (Abollino *et al.*, 1996a). In prossimità di fonderie tuttavia si possono riscontrare nei terreni concentrazioni più elevate pari a 5.000 mg/kg (Purves, 1987).

Indagini eseguite recentemente in alcune regioni d'Italia hanno evidenziato un contenuto di zinco che mediamente variava tra i 2 e i 30 mg/kg (Tab. 3).

TAB. 3 - CONCENTRAZIONI DI ZN NEI TERRENI (MG/KG DI SOSTANZA SECCA)

TERRENO	VALORE MINIMO	VALORE MAX	VALORE MEDIO
Friuli in pianura	15	111	63,9
Province di MN, MO, PD e PE			
Terreni naturali	2,40	23,60	7,22
Terreni antropizzati naturali	1,35	11,20	4,88
Terreni con coltivazione intensive	1,75	8,30	5,25
Terreni con coltivazione estensive	4,20	6,70	5,35
Terreni con vigneti	3,93	7,30	5,64
Terreni con frutteti	7,00	13,20	10,10
Terreni con Zootecnia	3,10	25,00	9,11
Terreni con allevamenti di suini	3,20	16,30	9,75
Terreni urbani	3,90	13,60	7,22
Terreni vicino ad autostrade	5,10	17,75	8,25
Terreni vicino ad industrie	3,40	6,30	4,62

(Abollino *et al.*, 1996b)

- Acqua

Concentrazioni considerevolmente elevate di Zn (fino a 2 mg/l) in acque di superficie convogliate in condotte metalliche in cui è presente lo zinco (Schroeder *et al.*, 1967).

Un'indagine condotta sui principali fiumi italiani ha evidenziato livelli di zinco che variavano da 1,0 a 325 g/l (Brondi *et al*., 1986)

TAB. 3 - CONCENTRAZIONE DI ZN NELLE ACQUE DEI PRINCIPALI FIUMI ITALIANI

FIUME	CONCENTRAZIONE (µG/L)	FIUME	CONCENTRAZIONE (µG/L)
Arno	5,8	Adige	325
Ombrone	3,0	Volturno	1,9
Tevere	2,8	Piave	1,6
Ticino	1,5	Reno	1,8
Po (Pavia)	4,0	Basento	1,85
Po(Lagoscuro)	2,5	Pescara	4,1
Isonzo	1,0	Ofanto	2,0
Tagliamento	1,5	Biferno	1,8

(Brondi *et al.*, 1986)

Per quanto riguarda il contenuto di Zn in acque sorgive e di superficie, un'indagine effettuata in alcune regioni italiane ha evidenziato tenori elevati del metallo dovuti per lo più alla contaminazione del sistema di adduzione (Regione Sicilia) Oppure alla presenza di processi di mineralizzazione che avvengono nel suolo (Tab. 4).

TAB. 4 - CONTENUTO DI ZN IN DIVERSI CORPI IDRICI DI ALCUNE REGIONI ITALIANE

REGIONE	CONCENTRAZIONE MINIMA (µG/L)	CONCENTRAZIONE MASSIMA (µG/L)
Lazio	0,005	6,5
Lombardia (Milano)	2	340
Sicilia	3,20	600
Puglia	0,53	300
Veneto (Agordino)	0,67	31

(Brondi *et al.*, 1986)

4.13.5 - BIOACCUMULO

- Vegetali

Il contenuto di zinco nelle piante varia notevolmente, in primo luogo in rapporto alle specie: da pochi mg/kg come nel riso, patata, cipolla, erba medica e zucca, fino a centinaia di mg/kg nell'avena, frumento, segale e pisello. Tassi sorprendentemente elevati si riscontrano pure in alcune specie di funghi (Rotini, 1984).

L'aggiunta di perfosfato contenente Zn (130 mg/kg) come fertilizzante provoca un incremento di 10 volte del contenuto di Zn nei raccolti di graminacee e di legumi, mentre carote e pomodori non vengono interessati. Tuttavia in elevate concentrazioni lo Zn esprime una notevole tossicità. La soglia di tossicità varia in ragione della diversa tolleranza delle specie vegetali. I limiti si collocano tra 600 e 7800 mg/kg per le diverse piante (Woolhouse, 1983).

- Animali

Tutti gli organismi contengono zinco: le ostriche in particolare accumulano Zn legandolo in complessi organici, raggiungendo talora quantità 5-10 volte maggiori rispetto al Fe.

Lo Zn risulta essere presente in tutti i mammiferi studiati in quantità approssimativamente uguale a seconda dell'organo. Il metallo è concentrato in certi tessuti specializzati ed in particolare nella prostata di ratto, di coniglio e in quella dell'uomo (Underwood 1977). Lo sperma dell'uomo, del maiale e del montone contiene quantità elevate (580-2930 mg/kg peso secco) di cui gran parte nella coda degli spermatozoi.

La coroide in tutte le specie esaminate compresi i pesci, possiede concentrazioni elevate di Zn. Gli animali carnivori hanno rivelato una concentrazione di 14600-91000 mg/kg peso secco, mentre gli erbivori di 139-277 mg/kg. Lo Zn è prevalentemente concentrato nei tapetum lucidum, che presenta una percentuale di Zn equivalente a 7,2-11 ,6%. Anche l'iride contiene da 246 a 536 mg/kg. Non è noto tuttavia perché concentrazioni così elevate siano

presenti a livello degli occhi (Underwood, 1977).

- Uomo

Lo Zn è un elemento considerato essenziale; dopo il potassio, il calcio e il magnesio esso costituisce il metallo presente in concentrazione più elevata nella cellula. Manifestazioni da deficit da Zn sono state osservate in diverse specie, compreso l'uomo: alterazioni cutanee, ritardi di crescita, difetti scheletrici, disturbi nell'accrescimento ed insufficienza dello sviluppo scheletrico (Goyer, 1995).

L'assorbimento gastrointestinale dei sali di zinco solubili è assai variabile, dell'ordine di circa il 50% della quantità assunta con gli alimenti e dipende dalla concentrazione di Zn nella dieta. L'inalazione di polveri di sali di Zn dà luogo ad un accumulo transitorio nei polmoni prima del passaggio in circolo (Klaassen, 1995).

Lo zinco viene distribuito a tutti gli organi e tessuti ed è presente in concentrazioni elevate, nei muscoli, nelle ossa, nella cute, nella prostata e nello sperma (Underwood, 1977) (Tab. 5).

Viene escreto principalmente con le feci; solo il 10% dello zinco assorbito è invece escreto con le urine.

TAB. 5 - CONTENUTO (%) DI ZINCO IN ORGANI O TESSUTI UMANI

ORGANI O TESSUTI	(%)
Muscolo	62,2
Osso	28,5
Fegato	1,8
Rene	0,9
Cervello	0,8
Polmone	0,7
Prostata	0,7
Cuore	0,4
Sangue	0,3

(Underwood, 1977)

4.13.6 - ALIMENTI E BEVANDE

Lo Zn è presente in tutti i cibi e l'assunzione raccomandata per la dieta normale è di circa 0,3 mg/kg per giorno.

Schroeder *et al.* (1967) hanno misurato il contenuto di Zn in ben 150 diversi tipi di alimenti e bevande osservando notevoli variazioni. Ad esempio, le ostriche presentavano valori molto elevati (1487 μg/g), mentre concentrazioni discrete erano presenti nella carne (56,61 μg/g), nei prodotti caseari (35,10 μg/g*),* nella frutta secca (32,40 μg/g), nel grano integrale (31,52

μg/g) e nei legumi (21,50 μg/g). Nel vino la norma vigente tollera 5 mg di Zn/litro. Il fabbisogno per l'uomo non supera i 10 mg/giorno. Concentrazioni ben maggiori possono venire assunte con razioni ricche di mitili e in genere di molluschi e crostacei (Cerutti, 1989).

4.13.7 - TOSSICOLOGIA

- Intossicazione acuta

I principali sintomi di intossicazione acuta da Zn sono spossatezza, ottundimento dei riflessi tendinei, enterite emorragica, diarrea, leucopenia, depressione del SNC con tremori e paralisi delle estremità (Elinder, 1990).

La tossicità del fosfuro di Zn è dovuta più alla liberazione di fosfina che allo Zn di per sè. Sali come il $ZnCI_2$ in dosi elevate sono corrosivi per la cute ed irritano il tratto gastrointestinale: essi producono gravi danni alla mucosa orale e del tratto gastroenterico provocando emesi (Winder, 1993).

- Intossicazione cronica

I composti dello zinco sono relativamente atossici per l'uomo a causa di un meccanismo omeostatico efficiente di questo elemento. Tuttavia, i fumi e le polveri di zinco possono provocare dei disturbi respiratori cronici. L'inalazione di aria contenente ZnO da 1 a 34 mg/m^3 produce *"febbre da fumi metallici"* caratterizzata da ipertermia, malessere, depressione, nausea, secchezza delle fauci e della cute, cefalea, sintomi molto simili a quelli di una forma influenzale (Rubino e Pettinati, 1992)

Gli effetti tossici dello zinco derivano dalla complessa interazione con altri elementi essenziali come Fe, Cu, Mg e Ca. Casi di intossicazione cronica sono stati segnalati in seguito all'impiego degli esteri tiocarbammici di zinco, Zineb e Ziram, che si sono dimostrati prodotti altamente tossici. E' stato inoltre dimostrato che, come altri esteri carbammici, tali sostanze esplicano un'azione cancerogena e teratogena in animali da laboratorio. Tuttavia questa capacità di provocare tumori e malformazioni è dovuta molto probabilmente più all'effetto del radicale carbammico che non allo zinco in quanto tale (IARC, 1976). E' stata invece confermata la cancerogenicità del cromato di zinco nell'uomo (Klaassen, 1995).

4.13.8 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

In Italia lo zinco può rappresentare rischio di contaminazione ambientale di tipo naturale laddove i solfuri, come la blenda, e gli ossidi idrati, come l'idrozincite che si forma per alterazione de gli stessi solfuri, vengano a trovarsi in condizioni riducenti per saturazione

d'acqua, come avviene nei suoli del Piemonte occidentale (TO, CN), oppure in ambienti fortemente acidi che favoriscono l'accumulo di ossidi ma anche una maggiore mobilità nelle acque circolanti, come nei suoli podzolici trentini e bellunesi. La presenza di Zn in alcune sorgenti del Trentino conferma in parte questo possibile comportamento. In tutti gli altri casi, i giacimenti si trovano al di sotto di suoli a moderata capacità di scambio ionico e intensa alterazione di minerali per ossidazione e idrolisi: solamente in presenza di rocce carbonatiche l'idrolisi dei composti di Zn può portare alla comparsa di forme solubili, come la smithsonite, che, in occasione di aumentata lisciviazione in seguito a precipitazioni abbondanti stagionali, possono trasferirsi nelle falde. Zone a rischio potenziale di questo tipo sono le Prealpi bergamasche e bresciane, le "cave" del Friuli e le miniere sarde.
Altrimenti, la fonte principale di contaminazione ambientale resta comunque quella legata alle attività umane cui si affiancarlo le "piogge acide" che favoriscono la solubilizzazione degli ioni metallici.

4.13.9. - VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

I sali di Zinco sono scarsamente tossici a causa di un meccanismo omeostatico efficiente di questo elemento. Esiste un notevole margine tra il livello tossico dello Zn e l'assunzione normale di esso da parte dei mammiferi. La concentrazione dello Zn negli alimenti è normalmente di circa l'1% delle diverse migliaia di ppm di Zn necessarie per produrre effetti tossici. Viene raccomandata per l'uomo un'assunzione media giornaliera di circa 8-15 mg/giorno, in funzione dell'età e del sesso; in particolar modo le donne in gravidanza e durante il periodo di allattamento necessitano di una maggior quantità di zinco (WHO, 1996). D'altro canto sembrerebbe che un'assunzione di oltre 50 mg/giorno può comportare degli effetti a lungo termine influendo nel metabolismo del ferro e del rame.

4.14 - IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA)

BENZO[a]PIRENE (BaP)

4.14.1 - INTRODUZIONE E CARATTERISTICHE

Il Benzo[a]pirene è un rappresentante ed indicatore della più vasta famiglia di IPA.
Il termine IPA intende una classe numerosa di composti organici tutti caratterizzati strutturalmente dalla presenza di due o più anelli aromatici condensati fra loro. L'IPA più semplice dal punto di vista strutturale è il naftalene, un composto a due anelli che a temperatura ambiente è un gas.
Gli IPA costituiti da tre a cinque anelli benzenici possono essere presenti in atmosfera sia

come gas che come particolato, mentre quelli caratterizzati da cinque o più anelli tendono a presentarsi per lo più in forma solida.
Con l'aumentare del peso molecolare degli IPA decresce la volatilità e la solubilità in acqua, mentre cresce il punto di fusione. Nella forma più pura gli IPA si presentano solidi e trasparenti, oppure bianchi o di un colore che va dal giallo chiaro al verde pallido.
Gli IPA variano molto tra loro, sia perché sono il prodotto di varie fonti ambientali, che per le singole caratteristiche chimiche di ogni idrocarburo aromatico. Si formano nei processi di combustione incompleta di carburanti organici come il carbone, il petrolio, il gas, ed i rifiuti. Alcuni vengono sintetizzati artificialmente, altri vengono impiegati nella produzione di coloranti, plastiche, pesticidi e medicinali.
Sin dal 1930 è stata riconosciuta l'attività carcinogena del dibenzo(a,h)antracene, e nel 1933 è stato isolato il benzo[a]pirene nel catrame minerale. Successivamente numerosi altri idrocarburi sono stati sintetizzati e studiati nell'ambito delle loro attività carcinogena. Dopo numerose ricerche sul metabolismo di un folto gruppo di IPA, si è arrivati alla scoperta del legame covalente che lega la molecola di IPA a quella del DNA, base di partenza per processi mutageni e cancerogeni.
Tra queste molecole, il BaP è la più nota molecola ad azione carcinogenica. Le quantità di BaP rilevate nelle matrici ambientali non sono evidentemente esaustive riguardo all'effettivo potenziale cancerogeno degli IPA, in quanto questi composti organici si presentano in miscele complesse ed estremamente variabili nei loro singoli componenti. Certo è che il 70-90% degli IPA è associato a particelle di dimensioni respirabili e che il 90% del BaP è presente nel particolato atmosferico con diametro inferiore ai 2µm.

4.14.2 - PRINCIPALI FONTI D'INQUINAMENTO

Le sorgenti inquinanti naturali possono essere particolarmente importanti: gli IPA infatti vengono rilasciati nell'aria nel corso delle eruzioni vulcaniche e a causa degli incendi boschivi, mentre una piccola parte viene prodotta da alcune specie di funghi e batteri.
Sorgenti altrettanto significative ma più diffuse sono prodotte dalle attività umane visto che come abbiamo detto si formano in tutti i processi di combustione incompleta dei materiali a base di carbonio come il carbone, il petrolio, il legno, il gas, i rifiuti ecc.
Le principali sorgenti industriali di IPA comprendono la aziende che lavorano i metalli grezzi, le raffinerie di petrolio, gli impianti per la produzione di carbon coke, le industrie che realizzano la carta, le industrie chimiche e quelle plastiche e possono risultare delle fonti rilevanti anche le centrali energetiche, gli inceneritori di rifiuti e i depositi di sostanze

tossiche.

Quantità relativamente alte di IPA si possono trovare nel cibo a seguito dei vari metodi di cottura adottati, soprattutto quello alla brace o per affumicatura. Gli IPA possono essere presenti anche su frutta e ortaggi, in seguito alla deposizione atmosferica, in aree agricole inquinate.

4.14.3 - DISTRIBUZIONE AMBIENTALE

Gli idrocarburi policiclici aromatici, presenti nell'aria, possono degradarsi reagendo con la luce del sole e con altri composti chimici nell'arco di qualche giorno o settimana. Gli IPA con massa maggiore aderiscono al particolato aereodisperso andando inevitabilmente a depositarsi sul suolo. Per questa loro relativa stabilità, gli IPA, si possono ritrovare anche a grandi distanze in località remote o molto lontane dalle zone di produzione.

E' da sottolineare che la concentrazione nell'aria di queste sostanze organiche sia notevolmente ridotta nel corso degli ultimi trent'anni. La riduzione degli IPA è stata attribuita all'utilizzo dei convertitori catalitici negli autoveicoli, ma in particolare alla riduzione dell'utilizzo del legno e del carbone a favore del petrolio o del gas naturale come fonti energetiche. Inoltre è stata molto ridotta la pratica della combustione all'aria aperta soprattutto in agricoltura e vi è stato anche un miglioramento della tecnologia nella pratica di combustione a seguito degli sforzi per controllare le emissioni fumose.

In molte città europee negli anni sessanta, per fare un esempio, la concentrazione media annuale del solo BaP era più alta di 100 μg/mc; oggi la media annuale la media annuale nelle aree urbane si aggira intorno a 0,51 μg/mc e nelle aree rurali è minore di 0,2 μg/mc.

Elevate concentrazioni si possono ancora rilevare solo nel corso di episodi di inquinamento acuto, per lo più nel periodo invernale, quando risulta maggiore l'impiego di combustibili fossili per il riscaldamento in ambito civile. In genere le concentrazioni degli IPA sono più elevate lungo le arterie stradali a causa delle emissioni generate dagli autoveicoli.

La concentrazione dei BaP in una stanza estremamente contaminata da fumo di tabacco può raggiungere spesso valori superiori a 20μg/mc. L'inquinamento in casa è comunque particolarmente variabile, e dipende dal tipo di riscaldamento utilizzato e dal combustibile impiegato per la cottura del cibo. Concentrazioni molto alte di BaP possono essere anche presenti nei luoghi di lavoro. Alcuni rilievi che sono stati effettuati utilizzando campionatori fissi o personali in un periodo di circa 8 ore hanno dimostrato una concentrazione media di BaP compresa tra 22 e 37μg/mc, nei pressi di vecchi forni che producevano carbon coke. Nei luoghi di lavoro dell'industria dell'alluminio sono state trovate concentrazioni più alte di

19µg/mc.

4.14.4 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE E PER LA SALUTE UMANA

L'esposizione agli IPA può avvenire per inalazione, per ingestione di cibo o bevande contaminate, oppure per via cutanea. Gli IPA una volta raggiunto il corpo si diffondono rapidamente per la loro liposolubilità che li rende in grado di attraversare le membrane cellulari e di penetrare e di accumularsi nei tessuti adiposi. Gli organi obiettivo degli IPA includono i reni, il fegato, ed il grasso; la metabolizzazione è abbastanza rapida e nel giro di pochi giorni gli IPA possono essere eliminati tramite le urine e le feci. La maggior parte dei dati sulla pericolosità degli IPA deriva da numerosi studi di laboratorio, condotti in vitro ed in vivo, per individuare gli effetti causati dall'esposizione a vari livelli di concentrazione. L'esposizione a queste sostanze comporta vari danni a livello ematico, immunosoppressione e vari danni al sistema polmonare. L'effetto principale sulla salute umana associato all'esposizione agli IPA è certamente il cancro. Secondo l'Agenzia Internazionale Per la Ricerca sul Cancro (IARC) sono probabili cancerogeni per l'uomo il Benzo(a)pirene, il Benz(a)antracene ed il dibenz(a,h)antracene, mentre sono possibili cancerogeni il benzo(b)fluorantene, il benzo(k)fluorantene e l'indeno(1,2,3-c-d)pirene.

Diversi studi epidemiologici hanno dimostrato la pericolosità degli IPA in attività lavorative. In seguito ad esposizioni occupazionali si sono verificati casi di cancro ai polmoni, alla pelle ed al tratto genito-urinario.

5 - METODOLOGIA (API)

5.1 - Procedure

La metodologia d'indagine del presente lavoro prevede l'utilizzo di cinque apiari-stazione posti in cinque siti strategici. Ognuno dei cinque apiari, formato da non meno di tre arnie, rappresenta una stazione di monitoraggio (fig. 85)

fig. 85 - Stazione di biomonitoraggio

Per il controllo ambientale della Centrale Enel, posta a 1,5 km a Ovest dal centro di Gualdo Cattaneo, sono state ubicate quattro stazioni nelle seguenti località (fig. 81): Gualdo Cattaneo (fig. 86), Case Bacci (fig. 87), Bastardo (fig. 88) e Marcellano (fig. 89).

fig. 86 - Vista dalla stazione di Gualdo C.

fig. 87 - Vista dalla stazione di Case Bacci

fig. 88 - Vista dalla stazione di Bastardo

fig. 89 - Vista dalla stazione di Marcellano

La quinta stazione, quella "testimone", è stata posta in località Piancardato (fig. 90), con l'obbiettivo di misurare la diluizione dell'inquinamento allontanandoci dalla Centrale elettrica.

fig. 90 - Vista dalla stazione Test di Piancardato

La matrice scelta per questa indagine sono le api ed in particolare solo api in "entrata", ovvero bottinatrici. Questo aspetto è molto importante perché rende la matrice "api in entrata", più omogenea di un campione generico di api catturate a caso; infatti le bottinatrici diventano tali solo nella fase finale della loro vita e sono le uniche che svolgono la funzione di perlustrare il territorio e bottinare i pascoli.

Le api sono state catturate con cadenza mensile in tutte le stazioni di monitoraggio e successivamente congelate a -30° C. Ogni campione, o prelievo di api, è formato da non meno di 150 api per stazione, ovvero 50 api per alveare. Tutto il materiale raccolto è stato preparato per svolgere due tipi di analisi, una chimica e l'altra palinologica. Per le analisi chimiche sono state utilizzate 100 api per campione, mentre per le analisi palinologiche ne sono state utilizzate 25. A tutte le api impiegate per le analisi chimiche sono stati precedentemente sottratti (con la sola azione meccanica) gli "agglomerati" di polline, presenti sulle loro zampe posteriori; i campioni di polline, così prelevati, ci daranno indicazioni più sicure sulle aree di bottinamento perché riferite ai campioni destinati alle analisi chimiche.

Vorrei sottolineare che gli alveari, posizionati nelle stazioni di monitoraggio, sono stati utilizzati solo a scopo di ricerca; ciò nonostante le concentrazioni dei metalli che si accumulano all'interno del miele rispetto a quelle che si accumulano nelle api sono nettamente inferiori e nell'ordine di alcune decine di volte (Medrzycki *et al.* 2002) (Porrini *et al.*, 2002).
Tale affermazione serve a sottolineare il fatto che il miele è tra i prodotti più sani, sicuri e naturali che giungono sulle nostre tavole (rispetto al pesce, alla carne, agli ortaggi ed alla frutta).

5.2 - ANALISI DI LABORATORIO

Le analisi chimiche sono state effettuate dall'Istituto di Ricerca Centro Studi Ambientali di Rimini, il quale ha valutato nei campioni di api le concentrazioni dei metalli pesanti e di un idrocarburo, interessati da questa indagine.
Per la determinazione dei metalli pesanti una aliquota esattamente pesata è stata mineralizzata mediante sistema a microonde (MLS 1200 Mega Milestone) con miscela di acido nitrico ed acqua ossigenata entrambi di grado suprapur. Successivamente il mineralizzato è stato ripreso con acqua demineralizzata (Sistema MilliQ) e portato a volume di 25 ml. Per la quantificazione dei metalli sono state utilizzate tecniche di spettrometria ad assorbimento ed emissione atomica. In particolare Arsenico, Berillio, Cadmio, Cromo e Piombo sono stati quantificati mediante spettrometro ad assorbimento atomico con atomizzazione elettrotermica e correzione del fondo mediante effetto Zeeman (SpectrAA220Z Varian); Alluminio, Rame, Nichel, Vanadio, Titanio e Zinco sono stati determinati mediante spettrometro ad emissione atomica con plasma ad accoppiamento indotto Vista-MPX Varian; il Mercurio è stato

quantificato mediante spettrometro ad assorbimento atomico con amalgama d'oro (AMA-254 Altec).

Per determinare il Benzo[a]pirene, sempre nella matrice api, circa 1g del campione (esattamente pesato in bilancia analitica) viene estratto in bagno ad ultrasuoni per 15' con diclorometano, dopo disidratazione con terre di diatomee in becker di vetro. L'estratto ottenuto viene poi portato a secco mediante evaporatore rotante e ripreso con 2ml di n-esano.

L'estratto ottenuto viene analizzato mediante HPLC con rivelatore a fluorescenza. La quantificazione viene effettuata mediante tecnica dello standard esterno.

Condizioni operative HPLC

Colonna: SpeedROD RP-18, lunghezza 50mm, 4.6mm ID

Eluente: 75% Acetonitrile

25% Acqua

Flusso: 1.5ml / minuto

Rivelatore a fluorescenza: λ_{EX} = 280nm

λ_{EM} = 420nm

5.3 - FATTORE DI ARRICCHIMENTO (E)

Per ottenere informazioni sull'origine dei vari contaminanti rinvenuti nel corpo delle api, sono state eseguite anche le analisi del suolo. Per ogni stazione di monitoraggio sono stati prelevati 3 campioni di terreno a partire da 10 cm di profondità, facendo attenzione a non prelevare i campioni terrigeni in prossimità di scoli e fossi idrici, o vicino a campi coltivati e terra di riporto.

Con il risultato medio delle analisi del suolo di ogni stazione ed i rilievi mensili nella matrice api è stato calcolato il Fattore di arricchimento:

$$E = \frac{(x/z)matrice}{(x/z)crosta_terrestre}$$

dove: x = concentrazione dell'elemento considerato;
z = elemento di riferimento.

Quando il valore "E" è uguale a 1, l'origine è naturale; quando è superiore l'origine è antropica. In bibliografia alcuni autori accettano tolleranza fino a valori di E pari a 10 per indicare un'origine naturale.

In questo lavoro si è voluto intendere che nell'intervallo dei valori tra 1 a 10 ci sia una "zona cuscinetto" che evidenzia un'origine in parte antropica e in parte naturale.

5.4 - ELABORAZIONE DATI

Per ottenere una facile lettura delle diverse concentrazioni delle sostanze indagate, sono stati elaborati i risultati di tutte le analisi chimiche dei campioni prelevati nell'arco del 2005.

Per ogni contaminante sono stati elaborati i seguenti grafici:

- Concentrazioni medie, con deviazione ed errore standard, nelle cinque stazioni di monitoraggio nell'area di Gualdo Cattaneo nel 2005.
- Confronto tra le concentrazioni medie annuali relative alle stazioni riferite alla Centrale e la media del "testimone" Piancardato.
- Confronto tra gli andamenti dei valori rilevati nelle singole stazioni di monitoraggio tra maggio e settembre.
- Andamento nelle quattro stazioni di Gualdo Cattaneo, espresso come differenza relativa rispetto alla stazione "testimone" di Piancardato, tra maggio e settembre.
- Andamento dei valori medi mensili di tutte le stazioni di monitoraggio, ad esclusione della stazione "testimone" di Piancardato.
- Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel 2005 a Gualdo Cattaneo con quelle riscontrate nel 2003 e 2004 a Spoleto e nel 2001/02/03/04 a Gubbio.
- Fattore di arricchimento calcolato in tutte le stazioni di monitoraggio.
- Calcolo dei quartili (Q_1 e Q_2) utilizzati per misurare l'intervallo dei "valori di riferimento" delle concentrazioni minime e massime dei 13 inquinanti presenti in un'area di circa 50 km^2 a ovest del comune di Gualdo Cattaneo (tab. 2). I livelli, o valori di riferimento, ottenuti, sono stati riportati sopra ogni grafico ed evidenziati con una linea verde (basso; Q_1) ed una rossa (alto; Q_3). Questi livelli sono stati elaborati con tutti i risultati ottenuti a Gualdo Cattaneo ed anche con i risultati di quattro anni di indagine nei diversi biomonitoraggi commissionati dalla Provincia di Perugia, a questo gruppo di ricerca.
- Rappresentazione cartografica (tav. 1-72) delle concentrazioni mensili, nelle 5 stazioni di biomonitoraggio, rispetto ai valori di riferimento, alto (Q_3), medio (Q_2) e basso (Q_1) (tab. 2).
- Pesatura delle aree a diversa propensione ambientale (tav. 73 e 74).

Dati metereologici

- temperatura e precipitazioni per decade nel 2005 a Gualdo Cattaneo (fig. 77 e 78).
- temperature medie e precipitazioni totali per decade a confronto tra Gubbio 2001-04 e Gualdo Cattaneo nel 2005 (fig. 79).
- temperature medie e precipitazioni totali per decade a confronto tra Spoleto 2003-04 e Gualdo Cattaneo nel 2005 (fig. 80).

Rappresentazione cartografica geomorfologica riepilogativa dell'area indagata (fig. 81).

6 - RISULTATI

Prima della descrizione dei risultati ottenuti volevo ricordare che le Tavole in allegato, dalla 1 alla 72, aiutano a visualizzare meglio la qualità ambientale rispetto ad ogni singolo contaminante considerato, mese per mese ed in tutta l'area d'indagine. Per tale scopo si sono utilizzati quattro colori: il verde, il giallo, l'arancione ed il rosso. Le stazioni sono evidenziate in verde se le concentrazioni medie annuali rilevate sono state al di sotto del primo quartile (valore di riferimento basso, tab. 2), se le concentrazioni si sono attestate tra il primo ed il secondo quartile (valore di riferimento basso e medio, tab. 2) le stazioni sono evidenziate in giallo; il colore arancione indica concentrazioni comprese tra il secondo ed il terzo quartile (valore di riferimento medio e alto tab. 2), mentre le stazioni assumono colore rosso per tutte le concentrazioni superiori al terzo quartile (valore di riferimento alto, tab. 2).

6.1 - ALLUMINIO (Al)

Nel 2005 le stazioni mediamente più contaminate dall'Alluminio (fig. 1) sono state Gualdo Cattaneo e Marcellano, con rispettivamente 11,1 mg/kg e 10 mg/kg, concentrazioni superiori al valore di riferimento alto (linea rossa).

La figura 2 mostra come la concentrazione di alluminio in tutta l'area indagata sia stata molto simile, anche allontanandoci dalla fonte di emissione (vedi staz. Testimone).

Le concentrazioni "assolute" più elevate del 2005 (fig. 3) sono state registrate nel mese di giugno nelle stazioni di Gualdo C. (19,4 mg/kg) e Marcellano (18,5 mg/kg) e nelle stazioni di Piancardato (18,4 mg/kg) e Marcellano (17,1 mg/kg) nel mese di luglio. Tutte queste concentrazioni superano del 90% circa il valore di riferimento alto (9,5 mg/kg).

Nel mese di giugno le concentrazioni di questo metallo nelle stazioni di Gualdo Cattaneo e Marcellano sono state più di 5 volte superiori rispetto a quelle rilevate nella stazione testimone nello stesso periodo.

La figura 5 evidenzia come il mese più contaminato da questo metallo sia stato giugno, con una concentrazione media (12,97 mg/kg) del 20 % superiore al valore di riferimento alto.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

Nel 2005 a Gualdo Cattaneo le concentrazioni medie generali di alluminio sono state pari a 7,82 mg/kg, valore compreso tra la linea rossa e quella verde. Rispetto agli altri monitoraggi svolti da questo gruppo di ricerca nel territorio regionale umbro, le concentrazioni medie di

Gualdo C. si sono attestate tra i rilievi più alti di Gubbio (2003 e 2004), mentre rispetto ai valori di Spoleto le concentrazioni sono state più basse.

6.2 - ARSENICO (As)

Nel 2005 la stazione che ha mostrato le concentrazioni medie più elevate è stata quella di Bastardo con 0,0362 mg/kg, valore compreso a metà tra le due linee di riferimento rossa e verde.

Dalla figura 8 si evince come le concentrazioni medie generali di questo pericoloso metallo siano state molto simili sia nelle stazioni riferite alla Centrale che nella stazione testimone, ben più distante dalla fonte di emissione.

Le concentrazioni "assolute" di As più elevate del 2005 (fig. 8) sono state registrate nel mese di luglio nella stazione di Bastardo con 0,0615 mg/kg, valore poco più elevato della linea di riferimento rossa.

Nella stazione di Bastardo (fig. 9), nei mesi di giugno ed agosto, le concentrazioni di questo metallo, estremamente tossico, sono state rispettivamente di 1,6 e 0,8 volte superiori a quelle registrate nella stazione testimone nello stesso periodo.

I mesi maggiormente contaminanti dall'arsenico sono stati settembre e agosto con concentrazioni rispettivamente di 0,0362 e 0,0335 mg/kg (fig. 11). Tali concentrazioni sono comunque ben al di sotto della linea rossa.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

A Gualdo C. nel 2005 le concentrazioni medie di arsenico si sono attestate su livelli molto bassi e tra i più bassi in assoluto rispetto ai monitoraggi svolti a Gubbio e Spoleto.

6.3 - BERILLIO (Be)

Per il Berillio i dati sono stati elaborati come tutti gli altri contaminanti, ma per motivi grafici sono state riportate le figure riferite solo ai rilievi medi, che mostrano comunque concentrazioni molto basse. Il Berillio, infatti, non è mai stato descritto in modo completo nei risultati, pur essendo stato rilevato in ogni campione analizzato. Il problema, di natura tecnica, sta nel fatto che gli strumenti utilizzati nei laboratori di analisi hanno una sensibilità, per questo metallo, che risulta essere quasi sempre sotto al limite di rilevabilità: ossia lo strumento rileva la sua presenza ma senza riuscire a dare informazioni precise sulle quantità presenti nella matrice api. Le informazioni mancanti, su questo elemento, saranno fornite

nelle parte dedicata ai licheni. La ragione per cui nei licheni viene rilevata la presenza di questo elemento sta nella loro maggiore capacità di accumulo e nel maggior tempo di esposizione a tale contaminazione.

6.4 - BENZO[a]PIRENE (BaP)

La stazione di monitoraggio che nel 2005 ha presentato la più elevata concentrazione media di BaP è stata il testimone Piancardato con (0,441 μg/kg). In tutte le altre stazioni, la contaminazione da BaP e rimasta sempre al di sotto del valore di riferimento alto (fig. 13).

La figura 13 mostra come le concentrazioni medie rilevate nelle stazioni riferite alla Centrale a carbone siano state della metà (circa) inferiori a quelle registrate nella stazione testimone. Questo indica, con buona probabilità per l'estrema volatilità del Benzo[a]Pirene, che nel periodo indagato la sua ricaduta (dal momento dell'emissione) a quote più basse sia stata maggiore allontanandoci dalla Centrale.

La stazione che ha mostrato le concentrazioni di BaP in assoluto più elevate del 2005 è stata quella di Marcellano nel mese di giugno con 0,941 μg/kg, valore poco superiore alla linea rossa.

Nel mese di settembre nella stazione di Gualdo C. sono state rilevate concentrazioni di BaP di 1,8 volte superiori a quelle registrate nella stazione testimone, nello stesso periodo.

Il mese che ha presentato la maggiore contaminazione da BaP è stato giugno con 0,330 μg/kg, concentrazione ben al di sotto del valore di riferimento alto.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

Le concentrazioni medie generali rilevate nel Comune di Gualdo sono state poco più basse di quelle rilevate a Gubbio nel 2004.

6.5 - CADMIO (Cd)

Nel 2005 le stazioni che hanno mostrano le concentrazioni medie più elevate rispetto alla linea di riferimento rossa, sono state: Case Bacci con 0,130 mg/kg e Gualdo Cattaneo con 0,117 mg/kg.

Dalla figura 22 si evince come le concentrazioni medie generali di cadmio (0,096 mg/kg) nelle stazioni circostanti la Centrale siano state del 40% superiori a quelle rilevate nella stazione testimone di Piancardato (0,068 mg/kg).

La figura 23 mostra come nel mese di maggio le concentrazioni "assolute" di questo pericoloso metallo siano state, in tutte le stazioni di monitoraggio, molto più elevate del valore di riferimento alto, ad eccezione della stazione di Bastardo. In particolare le stazioni di Case Bacci (0,413 mg/kg) e Gualdo C. (0,317 mg/kg) hanno mostrato concentrazioni rispettivamente del 340% e del 230% circa superiori al valore di riferimento rosso.

Nel mese di giugno (fig. 24) nelle stazioni di Gualdo Cattaneo, Marcellano e Case Bacci sono state evidenziate concentrazioni di cadmio da 4,5 a 2 volte superiori rispetto a quelle rilevate nella stazione testimone nello stesso mese.

Nel 2005 il mese più contaminato da questo metallo è stato maggio (fig. 25), con concentrazioni medie ad elevata criticità ambientale e pari a 250 mg/kg.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

I rilievi medi generali relativi a Gualdo C. nel 2005 (fig. 26) sono stati molto elevati e appena superiori alla linea rossa. Solo nel monitoraggio eugubino del 2001 le concentrazioni medie generali sono state più elevate di quelle rilevate a Gualdo C..

6.6 - CROMO (Cr)

La stazione più contaminata da questo elemento è stata quella di Gualdo Cattaneo (fig. 27) con 0,159 mg/kg, valore dell'85% superiore al limite rosso.

Le concentrazioni medie generali, rilevate nelle stazioni circostanti la Centrale elettrica, sono state pari a 0,082 mg/kg e nettamente superiori alle concentrazioni medie registrate nella stazione testimone (0,026 mg/kg).

Le concentrazioni in assoluto più elevate del 2005, sono state registrate nella stazione di Gualdo C. nei mesi di agosto e giugno con rispettivamente 0,365 mg/kg e 0,217 mg/kg, valori del 330 % e del 150 % superiori alla linea di riferimento rossa.

La figura 30 mostra come i rilievi svolti nella stazione di Gualdo Cattaneo, nei mesi di giungo e agosto siano stati da 15 a circa 11 volte superiori a quelli svolti nel testimone nello stesso mese.

Nel 2005 il mese più critico (fig. 31) dal punto di vista ambientale è stato agosto con una concentrazione media pari a 0,132 mg/kg, valore del 50% superiore alla linea rossa. Anche il mese di giungo ha mostrato concentrazioni medie (0,087 mg/kg) più elevate del limite di riferimento rosso.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

In figura 32 si nota come i valori medi generali rilevati nel Comune di Gualdo C. siano stati elevati e vicini al valore di riferimento alto.

6.7 - RAME (Cu)

La stazione che ha mostrato la concentrazione media più elevata del 2005 è stata quella di Piancardato con 7,5 mg/kg, valore comunque più basso del limite di riferimento rosso (fig. 33).

Nella figura 34, si nota come le concentrazioni medie generali della stazione testimone siano state poco più elevate di quelle riferite alle stazioni della Centrale.

La stazione che ha fatto rilevare le concentrazioni, in assoluto, più elevate del 2005 (fig. 35) è stata Piancardato con 11,9 mg/kg (nel mese di giugno), valore del 50 % superiore alla linea rossa. Nello stesso mese tutte le stazioni di biomonitoraggio hanno superato tale limite rosso, ad eccezione della stazione di Case Bacci.

I rilievi di maggio, nelle stazioni di Gualdo C. e Case Bacci, e quello di settembre nella stazione di Marcellano, hanno evidenziato concentrazioni tra il 20 % ed il 30 % superiori a quelle rilevate nel testimone di Piancardato, nello stesso periodo (fig. 36).

Il mese più contaminato da questo metallo è stato quello di giugno, con 8,4 mg/kg.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

Nel 2005 nel Comune di Gualdo Cattaneo le concentrazioni medie generali di rame (6,5 mg/kg) sono state basse e superiori, solo, ai rilievi generali svolti nel 2002 e nel 2003 a Gubbio (fig. 38).

6.8 - MERCURIO (Hg)

Nel 2005 tutte le stazioni di monitoraggio hanno mostrato concentrazioni medie, di questo metallo estremamente tossico, tutte al di sopra della linea di riferimento rossa (fig. 39).

In figura 40 viene evidenziata l'ampia diffusione del mercurio su tutto il territorio indagato.

Complessivamente, le concentrazioni rilevate in tutte le stazioni di monitoraggio hanno superano in più mesi il valore di riferimento alto. La stazione che ha evidenziato le

concentrazioni in assoluto più elevate del 2005 è stata quella di Case Bacci (nel mese di agosto) con 0,018 mg/kg, valore dell'80 % superiore alla linea rossa (fig. 41).

Nel mese di agosto nelle stazioni di Case Bacci e Gualdo C. (fig. 42), le concentrazioni di mercurio sono state rispettivamente di 2,4 e 1,8 volte superiori a quelle rilevate nella stazione testimone, nello stesso periodo.

Tutti i mesi di indagine hanno mostrato un'alta criticità ambientale; infatti da maggio a giugno le concentrazioni medie mensili, rilevate nelle api, sono state sempre superiori alla linea di riferimento rossa (fig. 43).

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

Dalla figura 44 si evince come le concentrazioni medie generali rilevate a Gualdo C. nel 2005, siano state molto elevate e vicine alle concentrazioni generali più alte rilevate a Spoleto nel 2004.

6.9 - NICHEL (Ni)

Nel 2005 (fig. 45) ben tre stazioni, con le loro concentrazioni medie, hanno superato il valore di riferimento alto e sono state: Case Bacci (0,285 mg/kg), Marcellano (0,272 mg/kg) e Gualdo Cattaneo (0,256 mg/kg).

Le concentrazioni medie generali rilevate nelle stazioni circostanti la Centrale elettrica (0,238 mg/kg) sono state più elevate di quelle registrate nel testimone di Piancardato (0,182 mg/kg), indicando una diluizione della contaminazione con l'aumentare della distanza (fig. 46).

Le concentrazioni più elevate del 2005 (fig. 47) sono state registrate nel mese di settembre nelle stazioni di Case Bacci (0,576 mg/kg) e Marcellano (0,566 mg/kg); tali concentrazioni sono del 130% più elevate del valore di riferimento alto.

La figura 48 mostra come nei mesi di maggio (a Gualdo C.) e settembre (a Case Bacci e Marcellano), sono state rilevate concentrazioni da 2,2 a 2 volte superiori rispetto a quelle registrate nello stesso periodo nella stazione testimone Piancardato.

Il mese maggiormente contaminato da questo pericoloso metallo è stato settembre, con una concentrazione media pari a 0,357 mg/kg, valore del 40% superiore alla linea di riferimento rossa (fig. 49).

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

Nell'area indagata nel comune di Gualdo Cattaneo, le concentrazioni generali sono state elevate e vicine alla linea rossa. Tali concentrazioni generali sono state superate solo nel 2004 a Spoleto e nel 2001 a Gubbio (fig. 50).

6.10 - PIOMBO (Pb)

Le stazioni che hanno presentato le concentrazioni medie più elevate del 2005 (fig. 51) sono state Case Bacci e Gualdo C., con rispettivamente 0,763 mg/kg e 0,752 mg/kg. Tali valori sono comunque più bassi del limite di riferimento alto. La stazione meno contaminata da questo pericolosissimo metallo, è stata quella di Bastardo.

Nella figura 52 emerge come le concentrazioni medie rilevate nelle quattro stazioni prossime la Centrale elettrica (0,494 mg/kg) siano state molto più elevate (2,5 volte) di quelle registrate nel testimone Piancardato (0,190 mg/kg). Ciò indica una marcata diluizione nell'ambiente delle concentrazioni di piombo, allontanandoci dalla Centrale.

Le concentrazioni in assoluto più elevate del 2005 (fig. 53) sono state registrate nei mesi di settembre a Case Bacci (1,994 mg/kg) e giugno a Gualdo C. (1,672 mg/kg). Tali concentrazioni superano del 100 % circa il valore di riferimento alto.

Nel mese di giugno (fig. 54), in particolare nelle stazioni di Gualdo Cattaneo e Case Bacci, sono state rilevate concentrazioni di piombo rispettivamente da 18 a 10 volte superiori a quelle registrate nello stesso mese a Piancardato (stazione testimone).

Le concentrazioni medie mensili più elevate del 2005 sono state rilevate a giugno e settembre, con concentrazioni pari a 0,792 mg/kg e 0,760 mg/kg; valori comunque inferiori alla linea di riferimento rossa.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

Nel 2005 a Gualdo C. le concentrazioni generali di piombo si sono attestate su valori medi compresi tra le due linee di riferimento: rossa e verde.

Va sottolineato che comunque tali concentrazioni generali sono state superiori a tutti i rilievi svolti a Spoleto nel 2003 e nel 2004.

6.11 - TITANIO (Ti)

Nel 2005 tutte le stazioni (fig. 57) hanno mostrato concentrazioni medie, basse e molto basse. Tuttavia la stazione che ha evidenziato le concentrazioni più elevate è stata quella di Gualdo

Cattaneo (0,144 mg/kg). Tutti i restanti rilievi medi si attestano su concentrazioni vicine alla linea verde o abbondantemente inferiori ad essa (es. staz. Bastardo).

Le concentrazioni medie generali delle stazioni circostanti la Centrale Enel (fig. 58), sono state inferiori a quelle rilevate nel testimone.

Le concentrazioni, in assoluto, più elevate del 2005 sono state registrate nelle stazioni di Piancardato e Gualdo C., rispettivamente nel mese di luglio con 0,344 mg/kg e nel mese di maggio con 0,326 mg/kg. Tali rilievi sono più elevati del 30-40 % circa rispetto al valore di riferimento alto (0,250 mg/kg).

Nel mese di giugno nelle stazioni di Gualdo C., Marcellano, Case Bacci e Bastardo sono state rilevate concentrazioni di titanio rispettivamente 22, 15, 8 e 4 volte maggiori rispetto ai rilievi svolti, nello stesso periodo, nella stazione testimone di Piancardato.

In tutti i mesi di indagine le concentrazioni di titanio sono state confortanti e molto basse e per tre mesi (luglio, agosto e settembre) ben al di sotto del valore di riferimento verde. Tuttavia il mese che ha mostrato le concentrazioni medie più elevate è stato maggio (fig. 61).

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

A Gualdo Cattaneo, nel 2005, le concentrazioni generali di titanio sono state le più basse tra tutte quelle rilevate nel 2003 e 2004 nel territorio umbro (fig. 62).

6.12 - VANADIO (V)

Nel 2005 tutte le stazioni di monitoraggio (fig. 63) hanno mostrato concentrazioni medie discretamente basse, tuttavia la stazione che ha presentato una contaminazione da vanadio più elevata è stata quella di Gualdo Cattaneo (0,33 mg/kg).

Dalla figura 64 si evince come le concentrazioni medie delle stazioni riferite alla Centrale, siano state molto simili a quelle registrate nella stazione testimone di Piancardato.

La concentrazione più elevata di vanadio del 2005 è stata rilevata a Gualdo C. nel mese di maggio (0,06 mg/kg) e coincidente con il valore di riferimento alto (fig. 65). Sempre nel mese di maggio i rilievi svolti nella stazione di Gualdo C. hanno mostrato concentrazioni di 1,5 volte più elevate rispetto a quelle registrate, nello stesso periodo, nella stazione testimone.

Nel 2005 le concentrazioni medie mensili non hanno presentato alcuna criticità ambientale (fig. 66). Il mese mediamente meno contaminato dal vanadio è stato agosto, con concentrazioni al di sotto della linea di riferimento verde.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

Nel comune di Gualdo Cattaneo le concentrazioni generali di vanadio nel 2005 sono state le più basse mai rilevate nei biomonitoraggi svolti in altre aree della Provincia di Perugia (fig. 67).

6.13 - ZINCO (Zn)

La stazione che ha mostrato le concentrazioni medie più elevate del 2005 è stata quella di Marcellano con 46,1 mg/kg, valore poco superiore alla linea rossa (fig. 69).

La figura 70 evidenzia come la presenza dello zinco nell'area indagata sia stata ampiamente diffusa, infatti sono state rilevate concentrazioni molto simili sia nelle stazioni riferite alla Centrale che nella stazione testimone.

Le concentrazioni più elevate del 2005 (fig. 71) sono state rilevate nel mese di giugno nella stazione di Marcellano con 58,7 mg/kg, concentrazione del 30% superiore al valore di riferimento alto (45 mg/kg).

Nella stazione di Marcellano nel mese di giugno, sono state rilevate concentrazioni di zinco del 60 % più elevate rispetto a quelle registrate nella stazione testimone nello stesso periodo (fig. 72).

Il mese che ha presentato una certa criticità ambientale è stato giugno. In questo mese le concentrazioni medie pari a 47 mg/kg hanno superato il limite di riferimento alto. Il mese più salubre è stato luglio.

Confronto tra le concentrazioni medie generali rilevate nel monitoraggio di Gualdo Cattaneo nel 2005, rispetto a quelle rilevate nel monitoraggio eugubino nel quadriennio 2001-04 e a quelle ottenute nel monitoraggio di Spoleto, nel biennio 2003-04:

Per lo zinco le concentrazioni medie generali rilevate a Gualdo Cattaneo nel 2005 sono state leggermente più basse di quelle riferite, nel 2003 e 2004, a Spoleto.

6.14 - FATTORE DI ARRICCHIMENTO (E)

Di seguito viene riportato il Fattore di arricchimento di ogni singolo elemento (tab. 3).

- **Arsenico:**

  il Fattore di arricchimento (E) calcolato in tutte le stazioni di monitoraggio, ad esclusione di Gualdo Cattaneo, (tab. 2; fig. 75 e 76) varia da 17 (Piancardato) a 36 (Bastardo); ciò sta ad indicare un'origine antropica di tale pericoloso metallo nell'ambiente. Nella stazione di

Gualdo Cattaneo, invece, il Fattore di arricchimento (E) è pari a 8 e ciò indica un'origine di tale metallo mista: quasi completamente antropica ma in piccola parte anche naturale.

- **Berillio:**

  in tutte le stazioni di monitoraggio l'origine della contaminazione nell'ambiente da Berillio è mista: infatti E varia tra 4 (Gualdo C.) e 9 (Bastardo); ciò indica, per valori più vicini a 9, un'origine del Berillio quasi completamente antropica, mentre spostandoci verso valori prossimi a 4 l'origine naturale assumerà un peso sempre maggiore (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Cadmio:**

  nelle 5 stazioni di biomonitoraggio i valori di E variano da 793 (Bastardo) a 2134 (Case Bacci) mostrando una chiara ed esclusiva origine antropica della presenza di questo metallo nell'ambiente (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Cromo:**

  il Fattore di arricchimento in tutte le stazioni di biomonitoraggio mostra valori compresi tra 8 (Gualdo C.) e 2 (Piancardato) che sta ad indicare un'origine mista della contaminazione da cadmio. Per valori prossimi a 2 l'origine del cadmio è per una buona parte naturale e per una parte, meno significativa, antropica. Per tutti i valori vicini a 8, al contrario, l'origine antropica diventa dominante rispetto a quella naturale (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Rame:**

  l'origine della contaminazione da rame nell'ambiente è esclusivamente dovuta alle attività umane, infatti E varia tra 188 (Case Bacci) e 753 (Piancardato) (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Mercurio:**

  il Fattore E in tutte le stazioni di monitoraggio è molto stabile e varia tra 474 (Bastardo) e 764 (Piancardato); ciò evidenzia un'origine marcatamente antropica della presenza di questo letale metallo nell'ambiente (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Nichel:**

  Il Fattore E varia, nelle 5 stazioni di monitoraggio, tra 12 (Gualdo C.) e 27 (Case Bacci); questi valori indicano un'origine antropica della contaminazione ambientale da cadmio, e tale origine diventa ancora più marcatamente antrpica per valori più vicini a 27 (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Piombo:**

  il Fattore di arricchimento mostra come la presenza di questo pericoloso elemento nell'ambiente è riconducibile solo alle attività umane, infatti E oscilla tra 19 (Bastardo) e 175 (Case Bacci) (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Titanio:**

  in tutte le stazioni di monitoraggio E varia tra 2 e 4, il che mostra un'origine mista della presenza di titanio nell'ambiente, e più precisamente tale origine è in piccola parte antropica ed in gran parte naturale per valori prossimi a 2 (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Vanadio:** il Fattore di arricchimento nelle 5 stazioni di monitoraggio è molto stabile e varia tra 2 (Gualdo C. e Marcellano) e 3 (Case Bacci, Bastardo e Piancardato), ciò indica un'origine più marcatamente naturale che non antropica (tab. 2; fig. 75 e 76).

- **Zinco:**

  i valori di E sono tutti molto elevati e variano tra 1217 (Case Bacci) e 1723 (Marcellano), ciò mostra una netta origine antropica della contaminazione da zinco nell'ambiente (tab. 2; fig. 75 e 76).

7 - CONCLUSIONI

Nel 2005 il presente lavoro ha studiato l'impatto ambientale prodotto dalla Centrale a carbone Enel nel Comune di Gualdo Cattaneo, ampliando le conoscenze sulla qualità ambientale del territorio umbro. L'area indagata si estende per circa 50 kmq, dal margine est della città di Gualdo Cattaneo, a sud in località Bastardo e a nord fino al alla stazione testimone Piancardato (fig. 83). Nella figura 81 sono rappresentate graficamente le aree delle stazioni di monitoraggio e la geomorfologia del territorio: le valli sono descritte da gradazioni cromatiche di giallo e verde chiaro ed i rilievi sono raffigurati con sfumature dal verde al marrone. La figura 83 mostra come la Valle del Puglia sia aperta su due lati lungo la diagonale Nord-Ovest/Sud-Est, favorendo la circolazione degli inquinanti ed impedendone il ristagno prolungato ed un eccessivo bioaccumulo nell'ambiente. Questa considerazione è valida per valutazioni generali nell'ambito della qualità ambientale sulla quale ci esprimeremo più avanti.

Questa ricerca ha focalizzato l'attenzione su l'unico grande impianto industriale del comune di Gualdo Cattaneo, la Centrale elettrica a carbone di proprietà Enel.

La tipologia dell'impianto indagato ha normalmente un impatto ambientale importante (come si legge ampliamente anche nel capitolo 4), per le attività di combustione che vengono svolte nella produzione di energia elettrica e per il tipo combustibile utilizzato, il carbon fossile. Ai processi produttivi e alle attività svolte nello stabilimento industriale vanno sommate le altre attività connesse, quali: il traffico di veicoli pesanti per il trasporto del carbone e l'attività di cava.

Per correttezza d'informazione, si deve precisare che l'attività di cava è senza dubbio connessa alle attività inerenti la Centrale; infatti l'utilizzo del carbon fossile presuppone, a monte, la sua estrazione e raffinazione che in questo caso non viene svolta a Gualdo C..

Dalla combustione di carbon fossile vengono liberate nell'ambiente molte sostanze nocive come: Alluminio (Cap. **4**.1.4, Tab. 4, 6, 31), Arsenico (Cap. **4**.2.4, Distr. amb.), Berillio (Cap. **4**.3.4, Distr. amb.) Cadmio (Cap. **4.**4.4, - Aria), Cromo (Cap. **4**.5.4), Mercurio che può essere contenuto fino ad 1 mg/kg di carbon fossile (Cap. **4**.6.4, - Aria), Nichel che può essere contenuto fino a 15 μg/g nel carbon fossile (Cap. **4**.7.4, - Aria), Rame (Cap. **4**.9.4, Distr. amb.; Tab. 1), Titanio (Cap. **4**.10.4, - Suolo) e Vanadio (Cap. **4**.11.4, - Aria).

Inoltre è stato rilevato nelle api anche il benzo[a]pirene (BaP) descritto nel capitolo 4 paragrafo 13. Questo idrocarburo aromatico della famiglia più nota degli IPA è un prodotto

dei processi di combustione incompleta di carburanti organici come il carbone, il petrolio, il gas ed i rifiuti (Cap. **4**.13.1).

Le attività industriali di Gualdo Cattaneo sono diverse tra loro; alcune (per esempio) sono legate al tessuto agricolo, come gli oleifici le cui attività (che potrebbero avere un determinato impatto ambientale) si intensificano in autunno quando ormai l'indagine riguardante la sessione api è terminata.

Il sito indagato, quindi, va inserito in un contesto industriale poco significativo dal punto di vista dell'impatto ambientale ed in un tessuto agricolo ben sviluppato. Per fare un esempio dell'incidenza delle attività agricole sulle condizioni ambientali dell'area si prenderà in considerazione il rame: questo metallo, prodotto anche dalla combustione del carbon fossile a seguito della produzione di energia elettrica, non avrebbe potuto raggiungere picchi di concentrazioni così elevate nei mesi di maggio e giugno nel 2005 se non ci fosse stato, in questi mesi, anche il contributo massivo delle attività viti-vinicole contro la peronospora (verde rame). Ma ciò non toglie che le attività che danno un maggior contributo all'inquinamento, evidenziato nei risultati, sono da imputare in buona parte alla Centrale a carbone.

In questo studio che rappresenta il primo anno di biomonitoraggio ambientale nell'area di Gualdo Cattaneo, potrebbe essere utile confrontare i risultati ottenuti a Gualdo C. con quelli raggiunti nei monitoraggi già svolti, da questo gruppo di ricerca, nel Comune di Gubbio ed in quello di Spoleto. Tale confronto è reso possibile dal fatto che gli altri due monitoraggi sono stati svolti in aree appartenenti alla stessa Provincia umbra quella di Perugia. Inoltre, in tutte e tre le realtà, pur svolgendosi attività industriali molto diverse tra loro come la produzione di cemento a Gubbio, cemento, oggetti in ghisa e alluminio a Spoleto ed energia elettrica a Gualdo Cattaneo, resta un comune denominatore: la combustione di carbon fossile in tutte le realtà citate (con piccole differenze[4]). Nel confronto saranno tenuti in considerazione due fattori molto importanti: le condizioni meteorologiche registrate nei diversi anni d'indagine e le caratteristiche territoriali a diversa "propensione ambientale" nelle aree di Gualdo C., Gubbio e Spoleto.

Le condizioni meteorologiche accorse a Gualdo C. nel 2005 sono state riportate nelle figure 77 e 78. Le figure 79 e 80, mostrano le precipitazioni atmosferiche totali cadute tra maggio e settembre e le temperature medie registrate nello stesso arco della stagione (maggio-

[4] A Gubbio periodicamente in un solo cementificio viene autorizzato l'incenerimento dei pneumatici dismessi

settembre) nel 2005 a Gualdo C., tra il 2001 ed il 2004 a Gubbio e nel biennio 2003-04 a Spoleto.

Le seguenti considerazioni tenteranno di interpretare i risultati ottenuti cercando di valutare se il 2005 possa essere stato un anno in cui le condizioni meteorologiche possano aver contribuito a nascondere o ad evidenziare le concentrazioni degli inquinanti indagati. Nel confronto con Gubbio, come con Spoleto, le precipitazioni totali nel periodo di indagine sono state tra le più basse registrate a Gubbio e le più basse rispetto a Spoleto. Nel 2005 a Gualdo C. le precipitazioni atmosferiche sono state scarse e pari a circa 140 mm. In generale le precipitazioni sono state molto simili a quelle registrate a Spoleto nel 2004. Le temperature medie rilevate nel 2005 a Gualdo Cattaneo sono state di 21 °C circa e analoghe a quelle rilevate a Spoleto nel 2004 (fig. 80). In definitiva le precipitazioni più abbondanti dovrebbero abbassare l'inquinamento presente nell'aria, mentre l'innalzamento delle temperature dovrebbe aumentare la capacità dell'aria di trattenere in sospensione maggiori quantità di pulviscolo atmosferico.

La marcata combinazione tra le due cose, basse temperature ed abbondanti precipitazioni, dovrebbe portare ad un abbassamento tangibile dell'inquinamento presente nell'aria (vedi Gubbio 2002 nelle figure 6, 26, 32, 38, 44 e 50). Al contrario, quando scarse precipitazioni si uniscono ad alte temperature l'inquinamento atmosferico dovrebbe aumentare. Tutte le altre sfumature presenti tra queste due ipotesi estreme potrebbero condizionare meno efficacemente la diffusione e la presenza nell'ambiente degli inquinanti studiati.

Alla luce di tutte queste considerazioni, nel 2005 ci saremo dovuti aspettare a Gualdo Cattaneo concentrazioni medie dei contaminanti studiati più alte rispetto ad un periodo ad alta piovosità.

In questa sede sarà utile ricordare che lo scopo di questa ricerca, oltre quello scientifico, divulgativo e strumento cognitivo per le autorità, è quello di indicare due livelli di bioaccumulo per ogni metallo studiato: quello critico o pericoloso da non superare, e quello di naturalità e salubrità a cui tendere. I limiti di riferimento sono stati calcolati utilizzando anche i dati dei monitoraggi svolti a Gubbio tra il 2001 ed il 2004 e a Spoleto nel biennio 2003-04 per le motivazioni sopra espresse.

Per avere un quadro più ampio sulla presenza e distribuzione di alcuni degli inquinanti da noi indagati nella Provincia di Perugia utilizzeremo come confronto i dati storici ottenuti dall'equipe del dott. Claudio Porrini del Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali (DiSTA) dell'Università degli Studi di Bologna, negli ultimi 10 anni di biomonitoraggio con api in altre aree del territorio nazionale. I metalli disponibili per il

confronto sono: Cromo, Nichel, Piombo e l'idrocarburo aromatico Benzo(a)Pirene. L'intervallo delle concentrazioni, tra il limite alto ed il limite basso, registrate sul corpo delle api e relative ai tre metalli sopra citati, è stato ottenuto dalle decine di campagne di monitoraggio ambientale compiute a livello nazionale, ma in particolare nel Nord Italia.

La tabella 1 mostra come il valore di riferimento basso del Cromo rilevato nella matrice api in Umbria, sia molto simile a quello nazionale. I valori di riferimento alti sono invece più bassi, rispetto a quelli nazionali.

Per il Nichel i valori di riferimento bassi sono effettivamente molto simili, mentre quelli alti sono di poco inferiori (20 %) a quelli nazionali.

I valori di riferimento alti del Piombo nei monitoraggi della Provincia di Perugia, al contrario, sono più elevati del 20 % circa di quelli nazionali. La figura 56 mostra come le concentrazioni medie di piombo nel 2005 a Gualdo C. e nel 2003 e 2004 a Spoleto siano state nettamente più basse di quelle rilevate nel 2001, nel 2002 e nel 2003 a Gubbio; la ragione di questo dato risiede nel fatto che a Gualdo Cattaneo e a Spoleto non vengono bruciati pneumatici a parziale sostituzione del carbon fossile.

I dati sul Benzo[a]Pirene si riferiscono solo al periodo 2003-05 e quindi tali dati hanno meno storicità rispetto agli altri elementi utilizzati nel confronto.

In tabella 1 si desume come i valori di riferimento, alto e basso, in Umbria siano circa 2,3 volte più elevati rispetto a quelli nazionali.

Valori di riferimento nazionali tra il 1995 ed il 2004, espressi in *mg/kg*				
Valori di riferimento:	Cromo (Cr)	Nichel (Ni)	Piombo (Pb)	Benzo[a] pirene
alto	**0,15**	**0,30**	**0,75**	**0,00030**
basso	**0,04**	**0,10**	**0,30**	**0,00003**

Valori di riferimento: relativi al territorio Umbro tra il 2001 ed il 2005, espressi in *mg/kg*				
Valori di riferimento:	Cromo (Cr)	Nichel (Ni)	Piombo (Pb)	Benzo[a] pirene
alto	**0,085**	**0,250**	**0,90**	**0,00070**
basso	**0,035**	**0,090**	**0,20**	**0,00007**

tab. 1

In conclusione possiamo affermare che in tutto il territorio indagato le concentrazioni degli inquinanti sono state omogeneamente distribuite e sostenute, come ci si poteva aspettare dalle scarse precipitazioni e le temperature medie elevate. In particolare, la stazione che ha mostrato le contaminazioni più elevate è stata quella di Gualdo Cattaneo mentre le stazioni meno inquinate o più salubri, sono state quelle di Bastardo e di Piancardato.

Analizzando nello specifico il Piombo (fig. 51 e 52) ed il Benzo[a]Pirene (fig. 13 e 14) notiamo due comportamenti completamente opposti dovuti con buona probabilità alle diverse caratteristiche proprie dei due inquinanti considerati: il piombo, molto pesante, ha una ricaduta immediata e vicina alla Centrale in direzione dei venti dominanti (fig. 81) nelle stazioni di Gualdo C. e Case Bacci (fig. 51) mentre allontanandoci dal sito, nella direzione della stazione testimone, le concentrazioni si abbassano notevolmente. Il BaP, essendo un idrocarburo policiclici aromatico (IPA) estremamente leggero e volatile, ricade molto più lontano del piombo e nello specifico la figura 52 mostra come il testimone faccia rilevare concentrazioni medie molto più elevate della media delle stazioni inerenti la Centrale.

Le concentrazioni più preoccupanti sono state quelle riferite al mercurio, al nichel, al cadmio, al cromo e all'alluminio.

Se si considera il vero aspetto negativo, ovvero l'azione tossica o cancerogena, della maggior parte degli inquinanti da noi indagati ed in considerazione del confronto con i livelli nazionali, poc'anzi descritto, si è indotti ad affermare che a Gualdo C. la qualità ambientale non è molto buona. Ciò che purtroppo non può tranquillizzare è l'azione simultanea di miscele complesse. Infatti come è risaputo, in particolare dai cittadini delle grandi metropoli, ciò che indebolisce la salute umana (e impoverisce le casse della sanità) sono le esposizioni continue e simultanee a numerosi contaminanti o miscele complesse, anche a basse concentrazioni.

Una volta messi a confronto i risultati del lavoro di Gualdo Cattaneo con quelli di Gubbio e Spoleto, per maggiore chiarezza scientifica, abbiamo voluto approfondire un aspetto ecologico di grande peso: la capacità dell'ambiente di assorbire le contaminazioni prodotte giornalmente nelle tre distinte aree di studio.

I dati utilizzati sono del P.U.T. e sono informazioni sull'uso del suolo della nostra regione. Nella tabella 2 sono state calcolate le somme delle aree destinate ad uso agricolo, forestale ed urbano nel Comune di Gualdo C., di Gubbio e di Spoleto. Nelle aree con lo stesso uso del suolo sono state calcolate le percentuali di distribuzione sul totale dell'area considerata. Non è

Uso del suolo	Impatto positivo	Impatto negativo	Gubbio Aree in % su 40 km^2	Spoleto Aree in % su 10 km^2	Gualdo C. Aree in % su 10 km^2
Totale boschi e rimboschimenti	X X X X		37,9	30,9	27,2
Totale oliveti e praterie	X		9,7	8,5	13,0
Totale vigneti e campi agrari	X	X	50,2	52,1	56,4
Totale aree urbanizzate		X X X	2,2	8,5	3,4

tab. 2

stato possibile confrontare superfici con la stessa estensione, per la diversa distribuzione delle aree industriali nel territorio (tab. 2).

Nella tabella 2 emerge come a Gualdo Cattaneo le aree che contribuiscono alla produzione di ossigeno e all'assorbimento dell'inquinamento, diluendone gli effetti, sono pari al 27 % (fig. 89) contro il 38 % di Gubbio (fig. 90) e il 31 % di Spoleto (fig. 91).

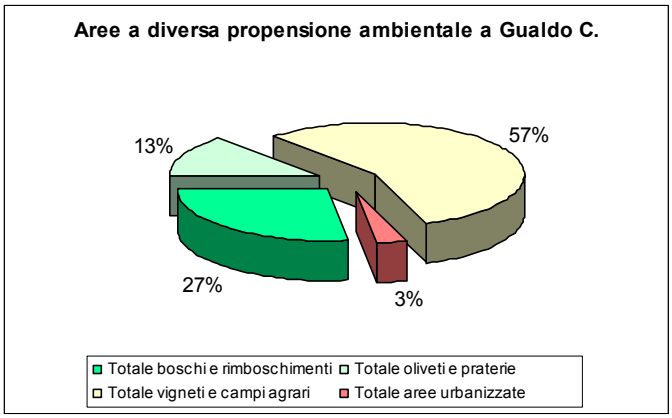


fig. 89

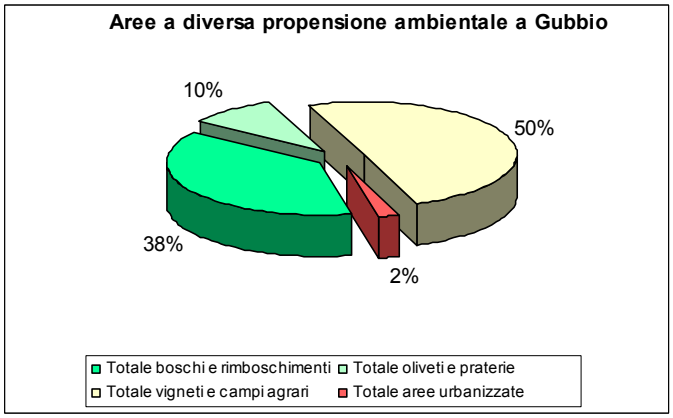


fig. 90

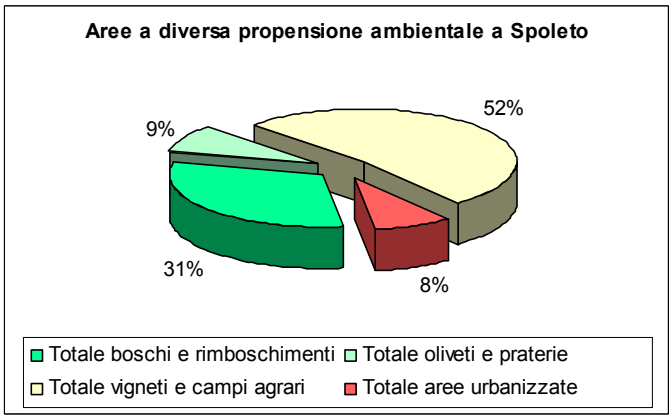


fig. 91

Le aree che svolgono una lieve funzione positiva sull'ambiente sono a Gualdo C. pari al 13%, contro il 9,7 % di Gubbio e l' 8,5 % di Spoleto.
Le aree che non svolgono alcun impatto, ne positivo ne negativo, sono i campi agrari che a Gualdo Cattaneo occupano il 56,4 % del territorio preso in considerazione contro il 50 % di Gubbio, mentre a Spoleto occupano il 51,4 % sul totale.
Le aree che, al contrario, hanno un peso negativo sulla qualità ambientale sono pari al 3,4 % a Gualdo C. contro il 2,2 % di Gubbio e l' 8,5 % del territorio spoletino.
In breve, queste considerazioni dimostrano che l'ambiente di Gualdo Cattaneo ha una minore capacità di assorbire le contaminazioni antropiche di quanto non ne abbia l'ambiente eugubino, mentre tali capacità ambientali nell'area di Spoleto sono molto simili a quelle del Comune di Gualdo C.. Le uniche differenze tra questi due ambienti sono la diversa morfologia del territorio che a Gualdo Cattaneo, come citato in precedenza, ha due sfoghi importanti mentre a Spoleto lo sfogo è molto più ridotto. Questo approfondimento spiega quale siano state le ragioni delle elevate concentrazioni generali, rilevate per alcuni contaminanti come il Mercurio, il Cadmio, il Nichel, lo Zinco ed il Cromo, nel Comune di Gualdo Cattaneo rispetto alle altre due aree indagate precedentemente.
Per le ragioni fin qui espresse, per i risultati ottenuti e per gli approfondimenti esposti, si auspica almeno un altro anno di monitoraggio che servirà a dare storicità ai dati e maggiore chiarezza sulla qualità ambientale presente nel Comune di Gualdo Cattaneo.

8 - RINGRAZIAMENTI

Ringrazio il Comune di Gualdo Cattaneo nella persona del Sindaco Giancarlo Giancarlini.
Ringrazio sentitamente Enzo Rinalducci e tutti i suoi collaboratori.
Un ringraziamento speciale va agli apicoltori di Gualdo Cattaneo e di Spoleto nelle persone di Francesco Torricelli, Bixio Filippucci, e Giordano Fedeli, per il loro impegno e per aver contribuito attivamente alla realizzazione di questo lavoro.
Ringrazio in modo particolare Claudio Porrini, Giuseppe Lazzari, Anna Gloria Sabatini, Piotr Medrzycki, e Paolo Fonti per gli innumerevoli consigli e contributi professionali.
Un ringraziamento molto speciale va a Valentina Fioretto e Machi Kadokawa.

Figure

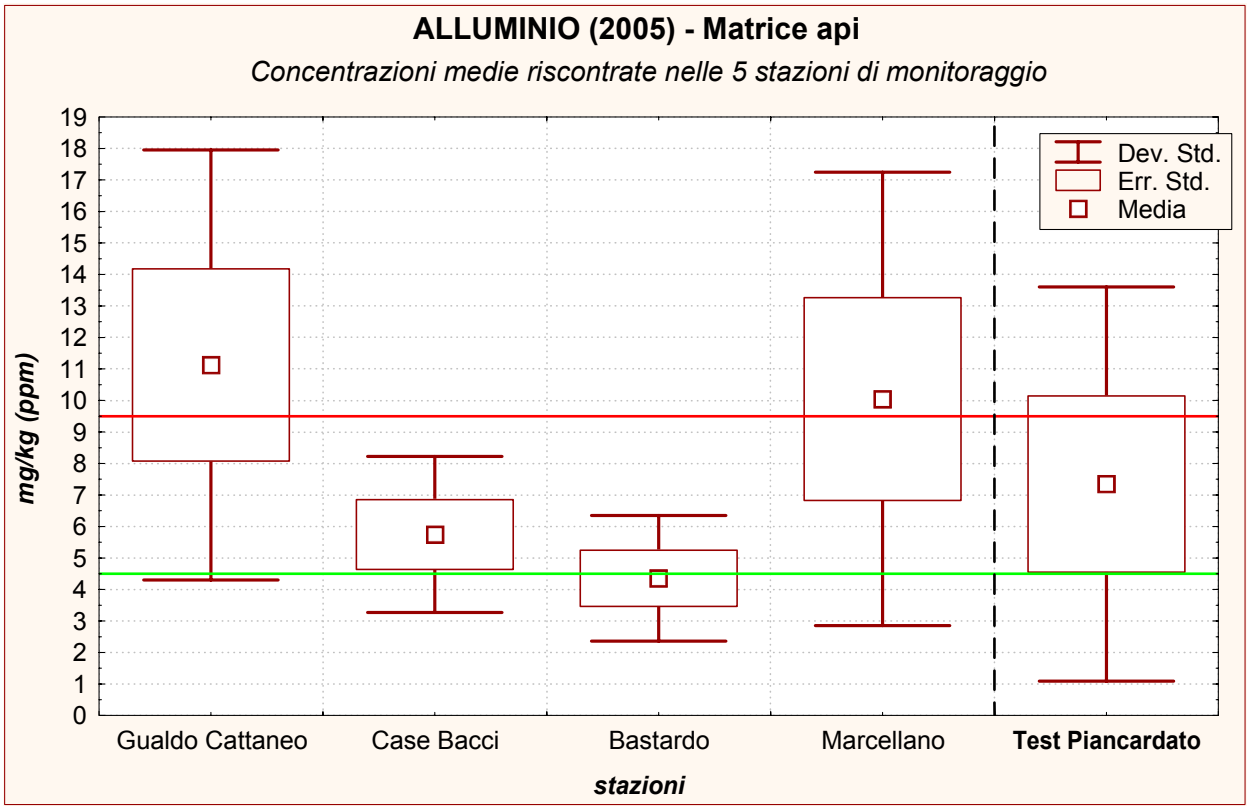

ALLUMINIO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
mg/kg (ppm)
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 1

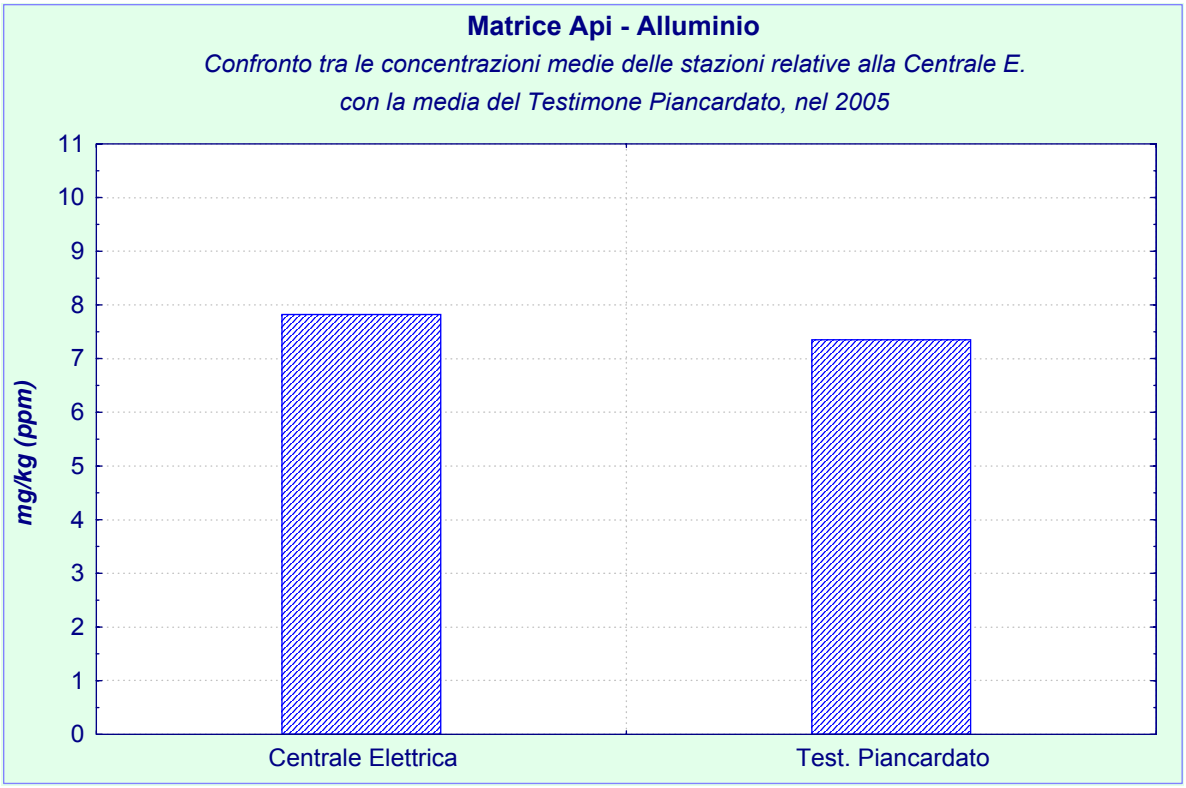

Matrice Api - Alluminio
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 2

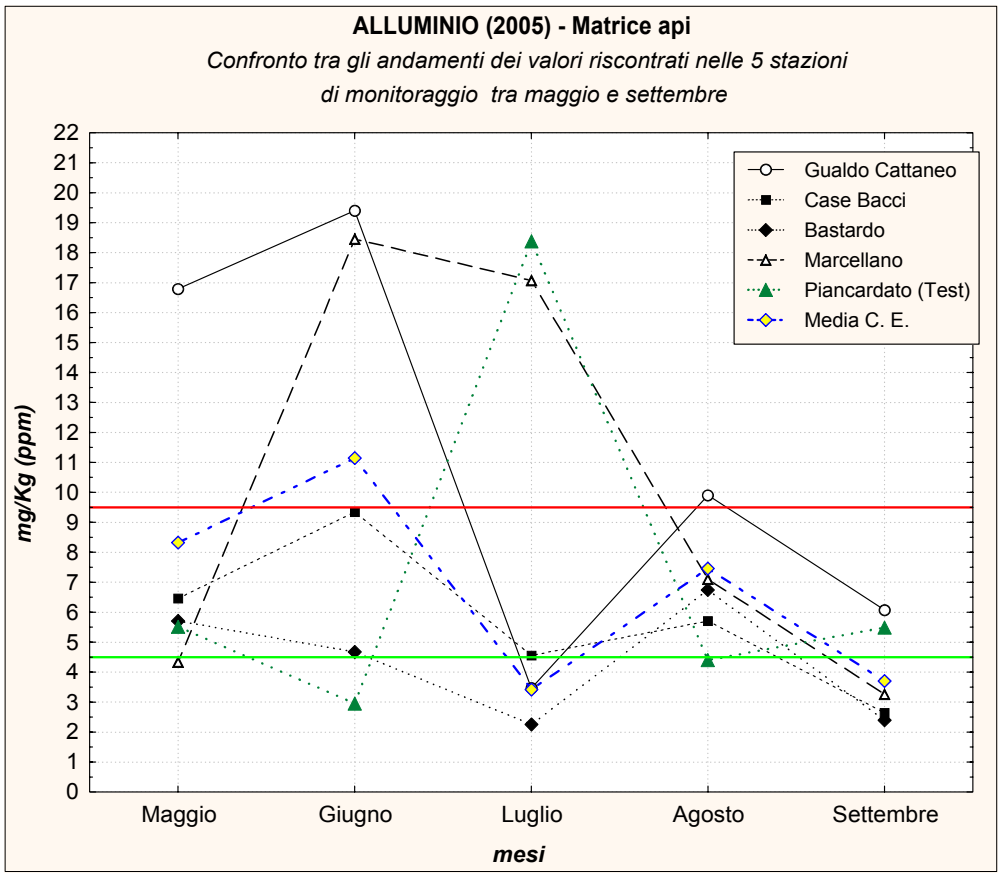

ALLUMINIO (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
mg/Kg (ppm)
mesi
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Piancardato (Test)
Media C. E.

fig. 3

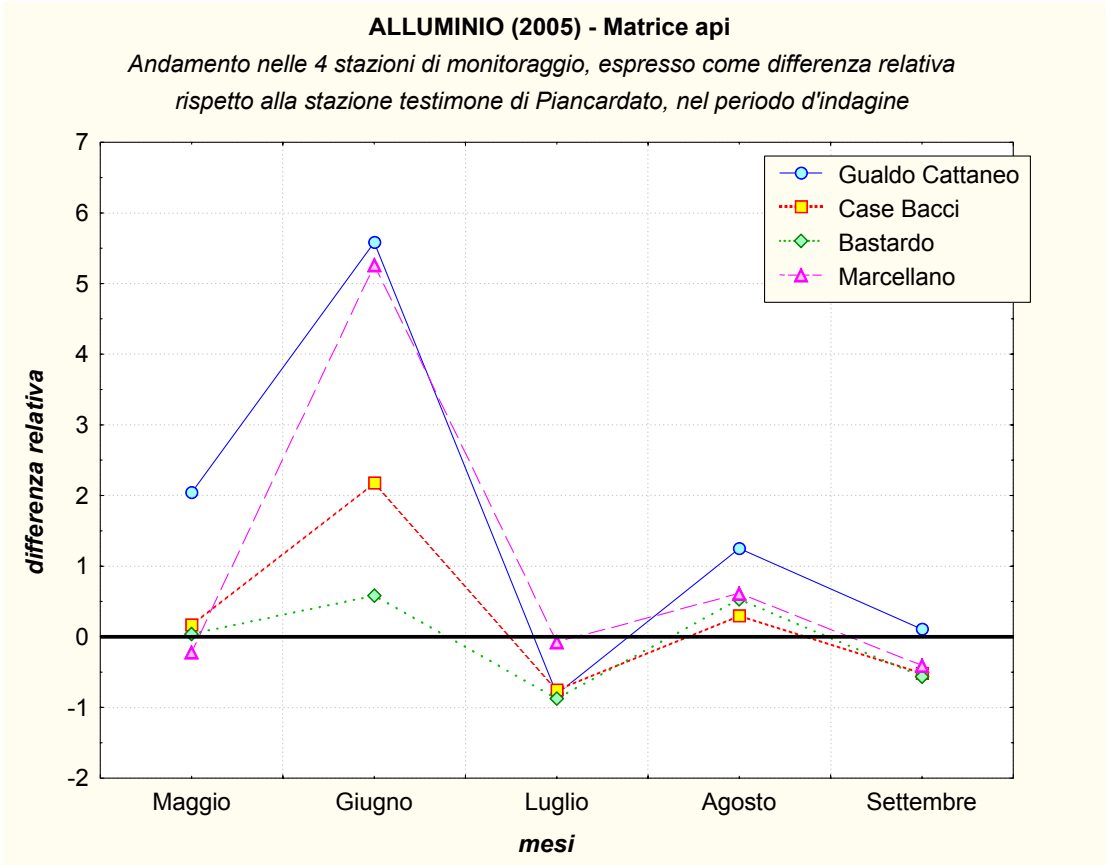

ALLUMINIO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
mesi
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano

fig. 4

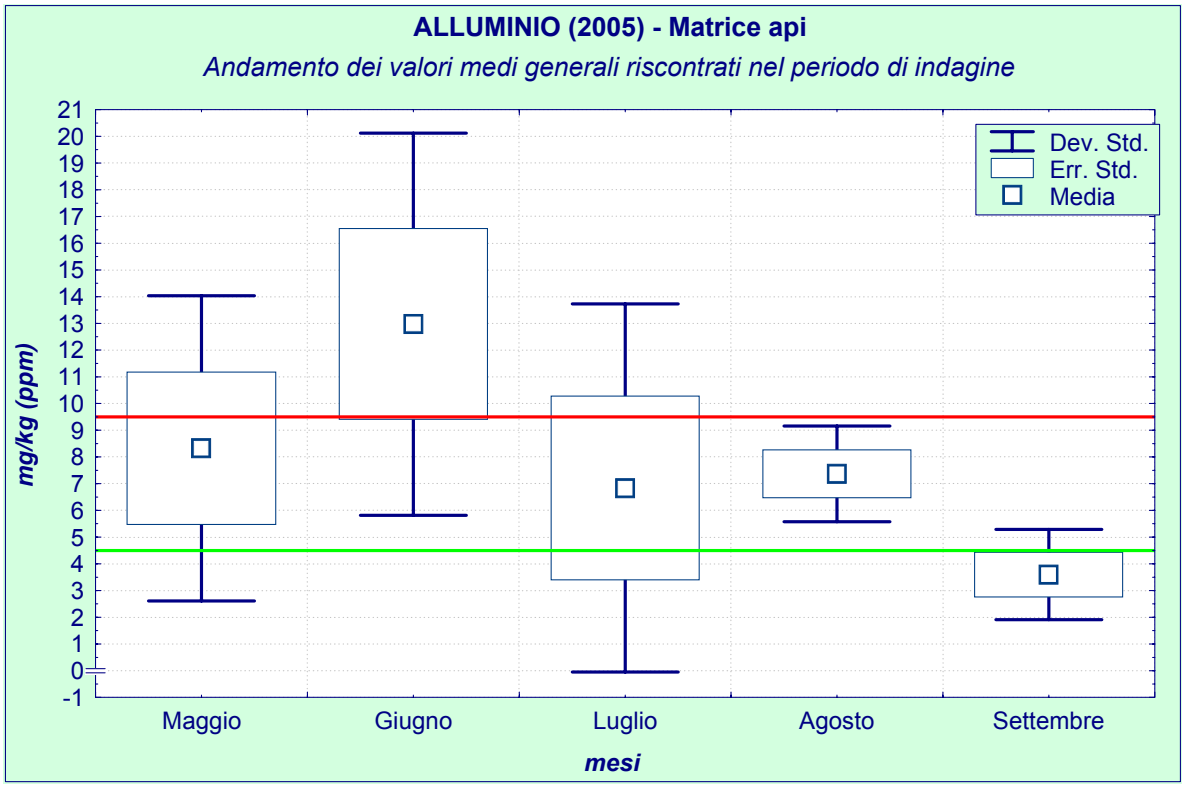

ALLUMINIO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
21
20
19
18
17
16
15
14
13
12
11
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
-1
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 5

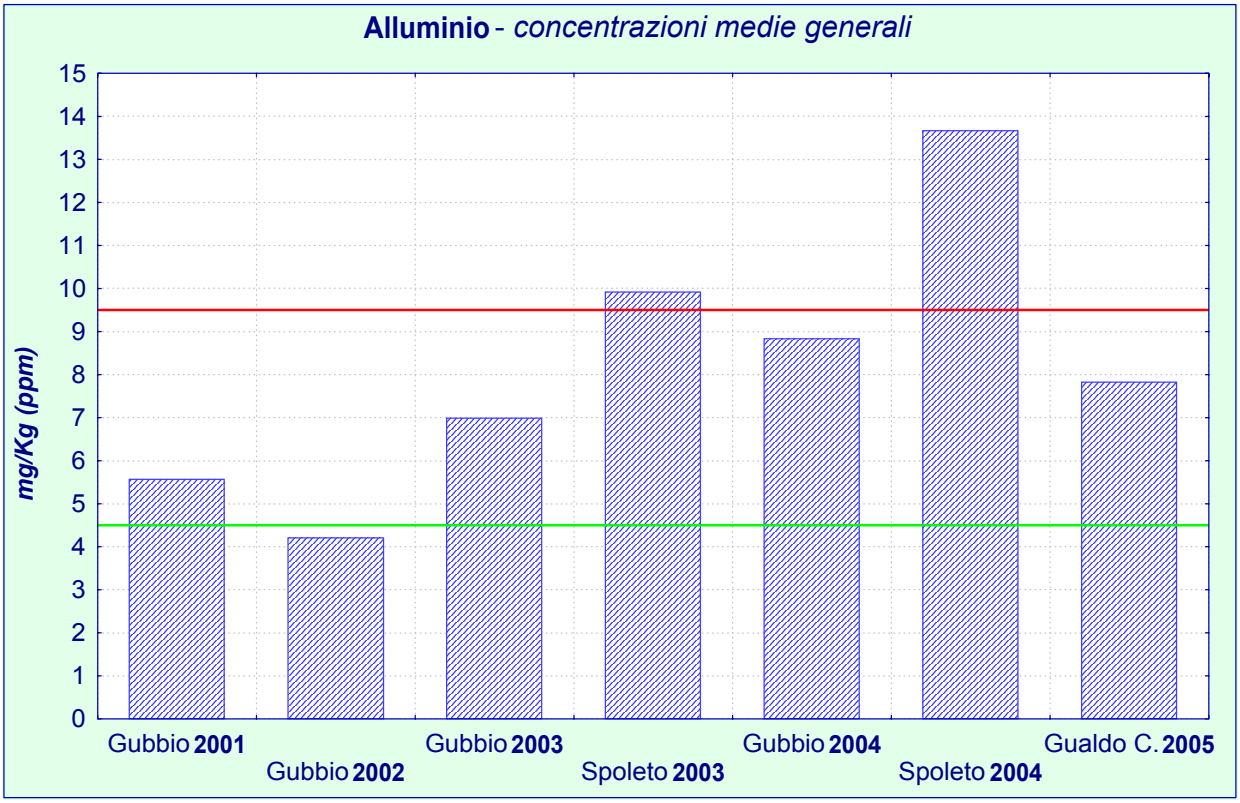

Alluminio - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
15
14
13
12
11
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
Gubbio 2001
Gubbio 2002
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 6

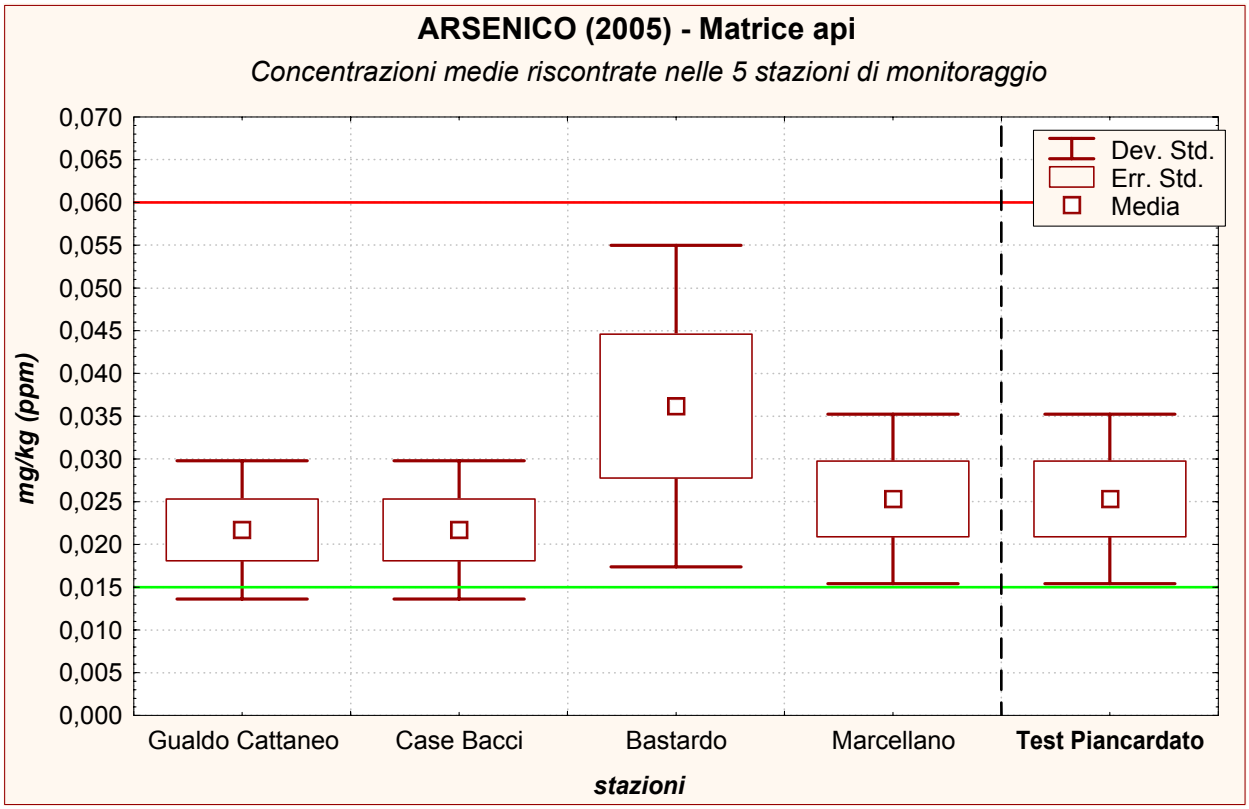

ARSENICO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
0,070
0,065
0,060
0,055
0,050
0,045
0,040
0,035
0,030
0,025
0,020
0,015
0,010
0,005
0,000
mg/kg (ppm)
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 7

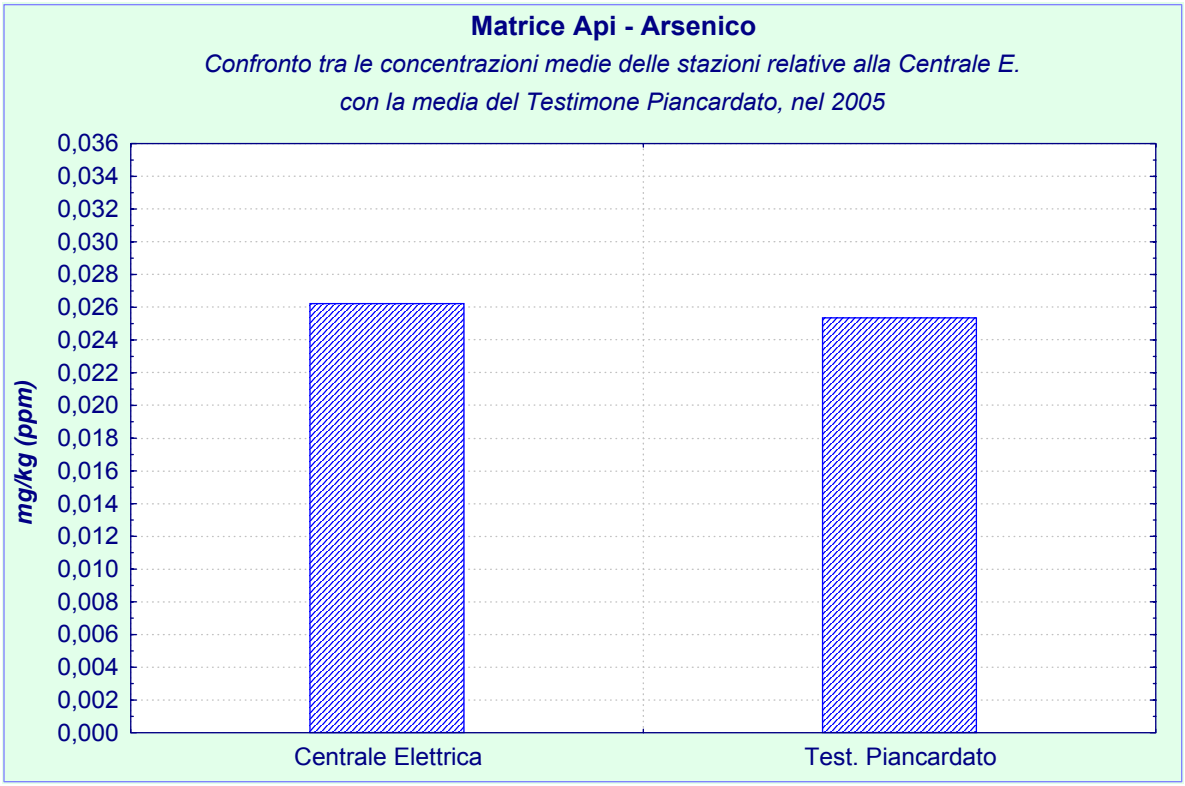

Matrice Api - Arsenico
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
0,036
0,034
0,032
0,030
0,028
0,026
0,024
0,022
0,020
0,018
0,016
0,014
0,012
0,010
0,008
0,006
0,004
0,002
0,000
mg/kg (ppm)
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 8

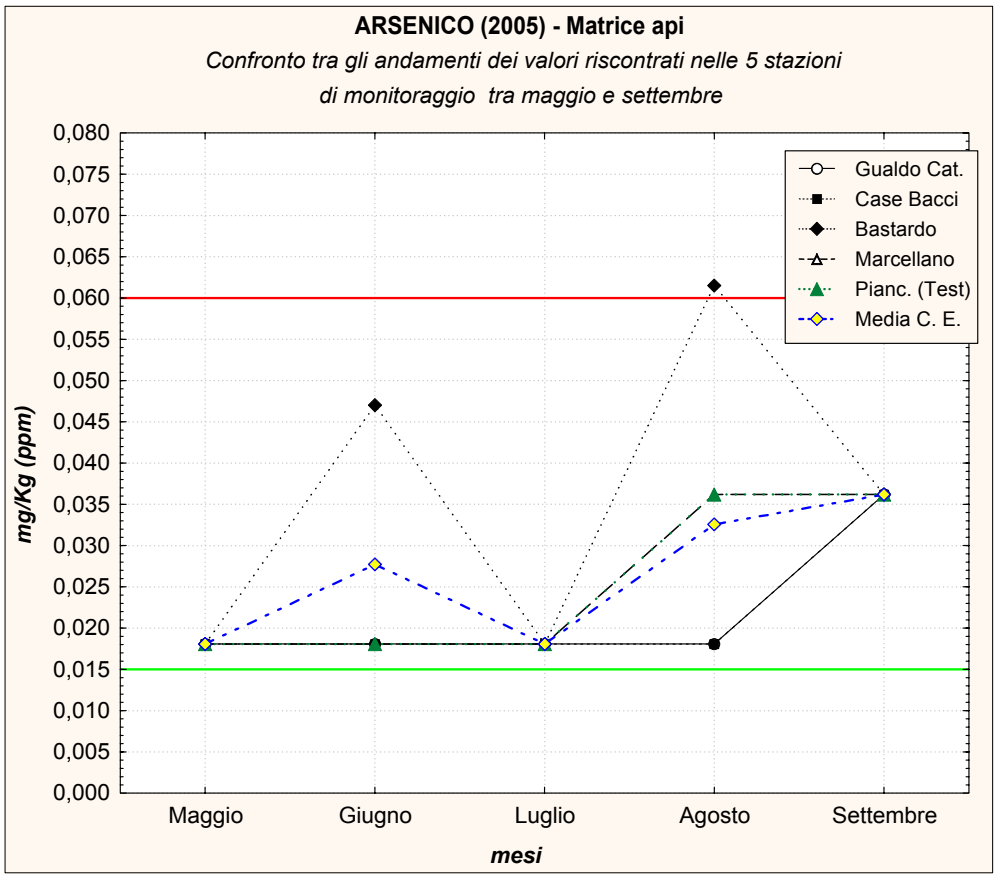

ARSENICO (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
mg/Kg (ppm)
0,080
0,075
0,070
0,065
0,060
0,055
0,050
0,045
0,040
0,035
0,030
0,025
0,020
0,015
0,010
0,005
0,000
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 9

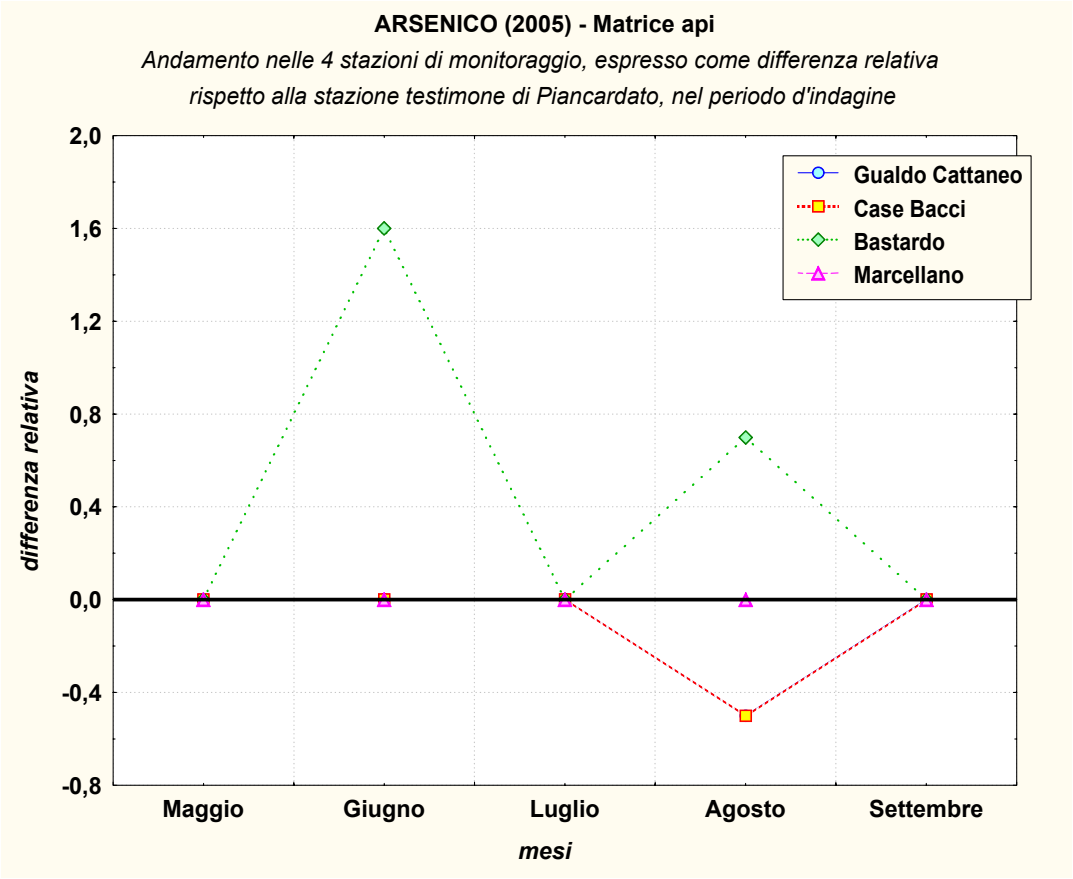

ARSENICO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
2,0
1,6
1,2
0,8
0,4
0,0
-0,4
-0,8
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 10

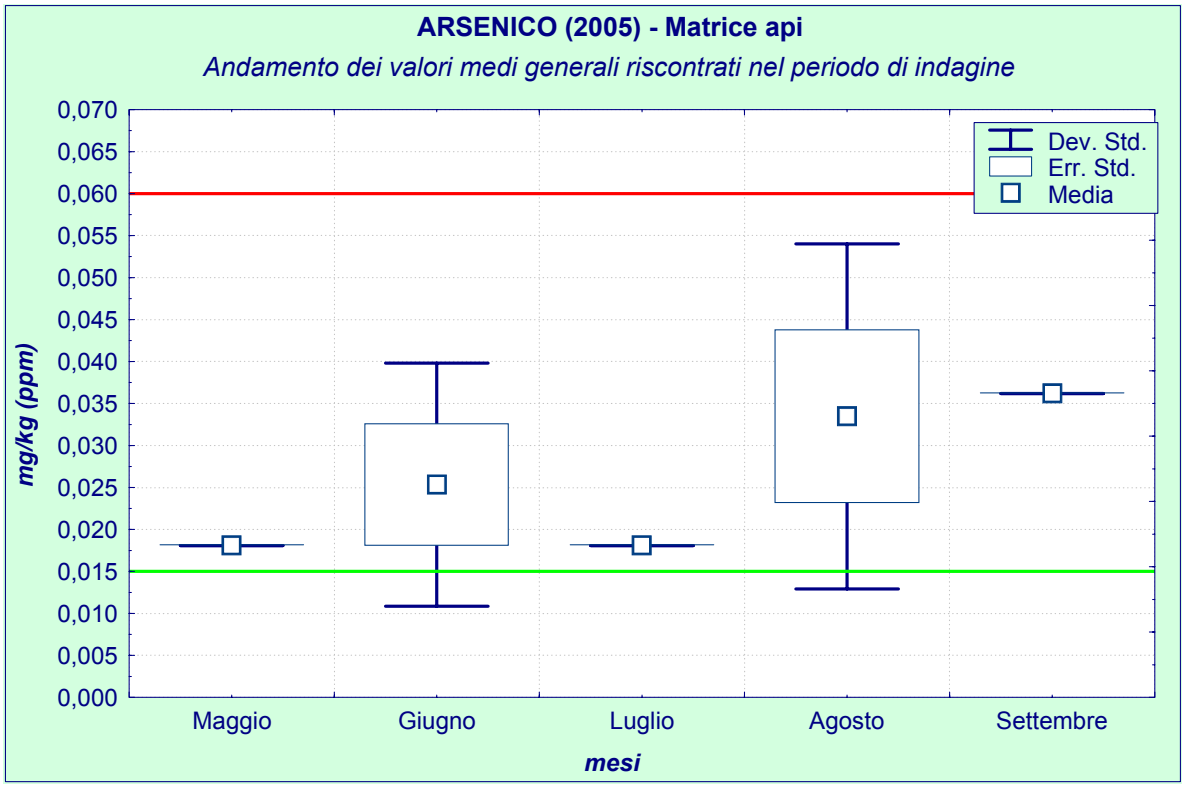

ARSENICO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
mg/kg (ppm)
0,070
0,065
0,060
0,055
0,050
0,045
0,040
0,035
0,030
0,025
0,020
0,015
0,010
0,005
0,000
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 11

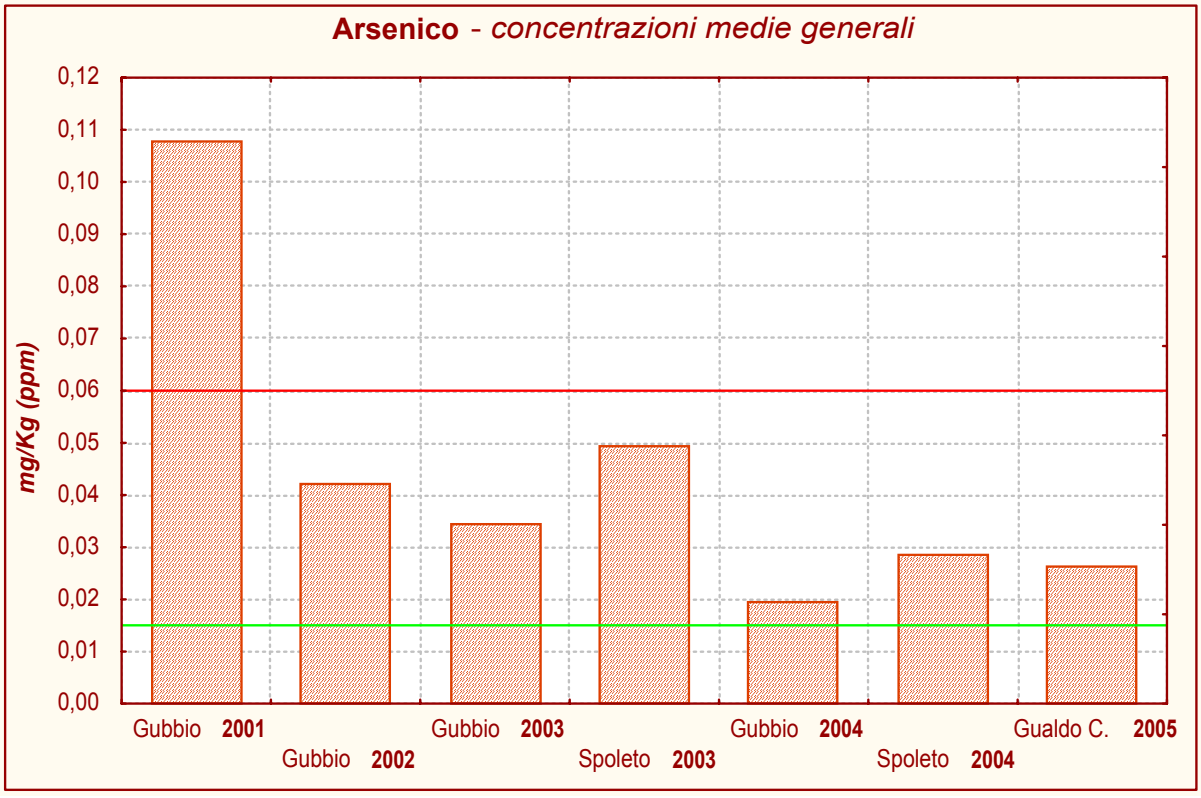

Arsenico - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
0,12
0,11
0,10
0,09
0,08
0,07
0,06
0,05
0,04
0,03
0,02
0,01
0,00
Gubbio 2001
Gubbio 2002
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 12

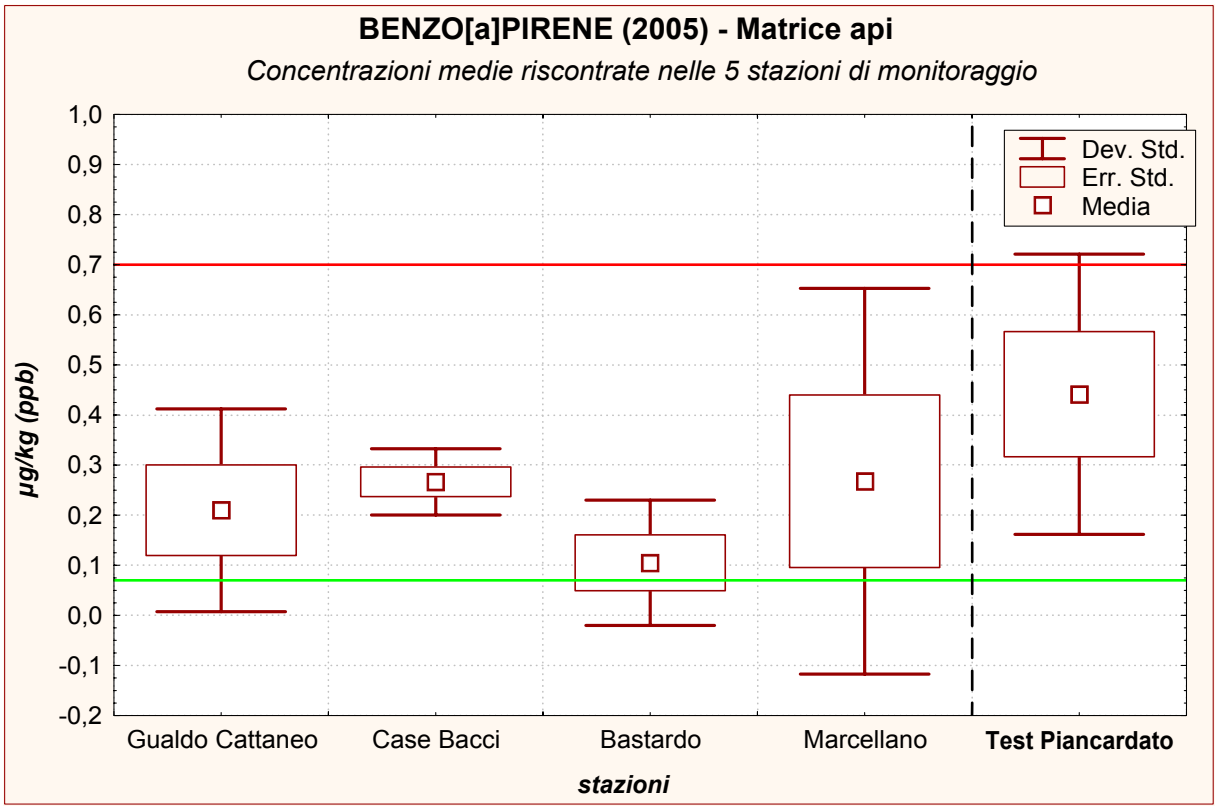

BENZO[a]PIRENE (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
-0,1
-0,2
µg/kg (ppb)
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 13

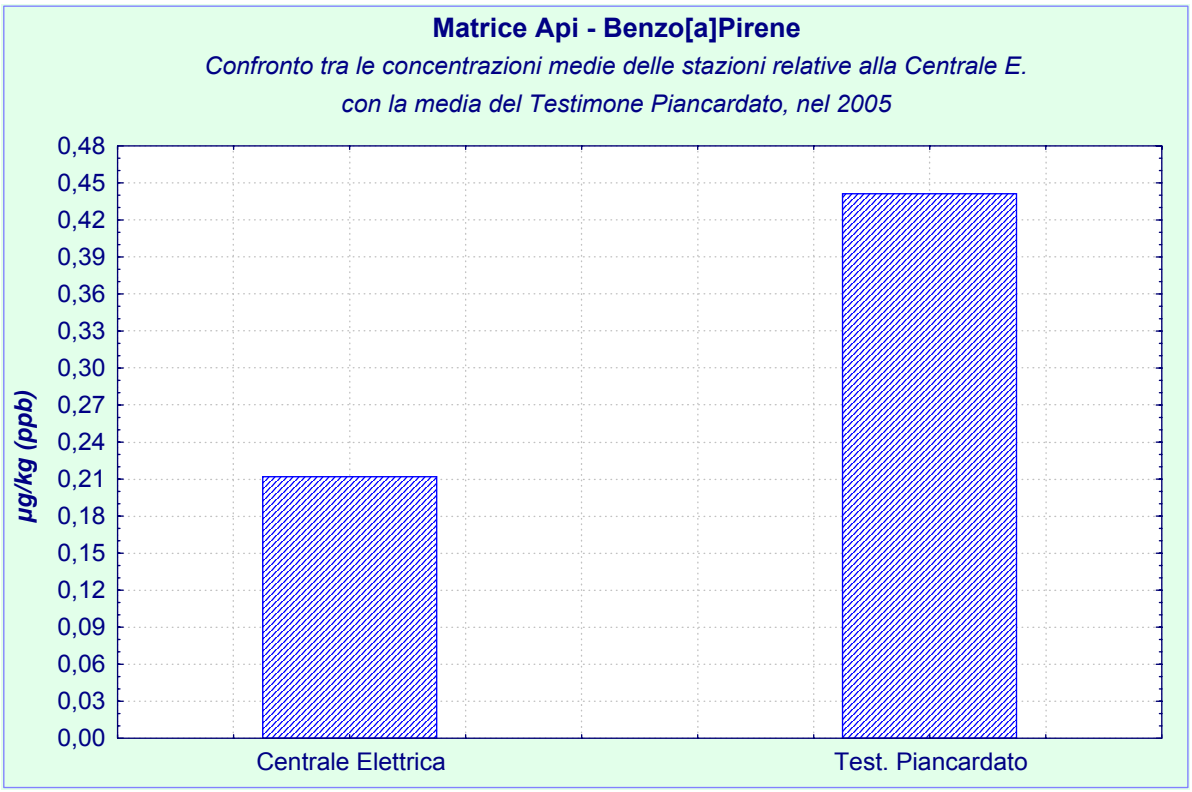

Matrice Api - Benzo[a]Pirene
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
0,48
0,45
0,42
0,39
0,36
0,33
0,30
0,27
0,24
0,21
0,18
0,15
0,12
0,09
0,06
0,03
0,00
µg/kg (ppb)
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 14

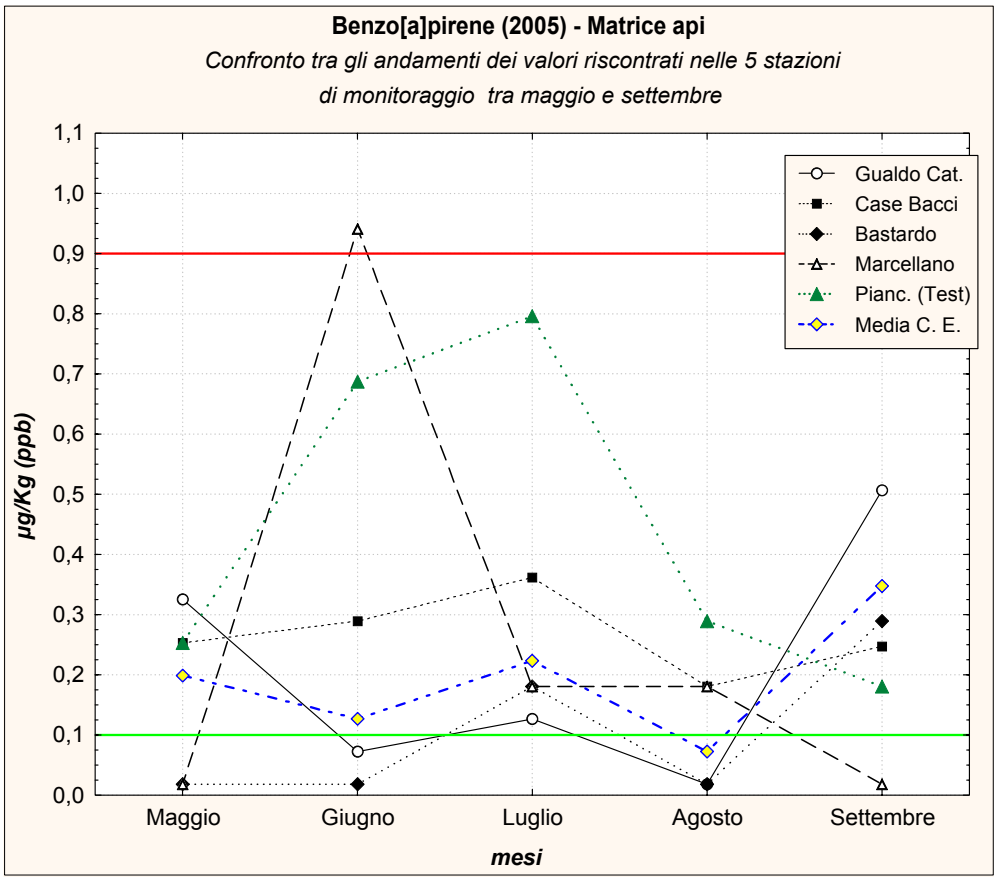

Benzo[a]pirene (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
µg/Kg (ppb)
1,1
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 15

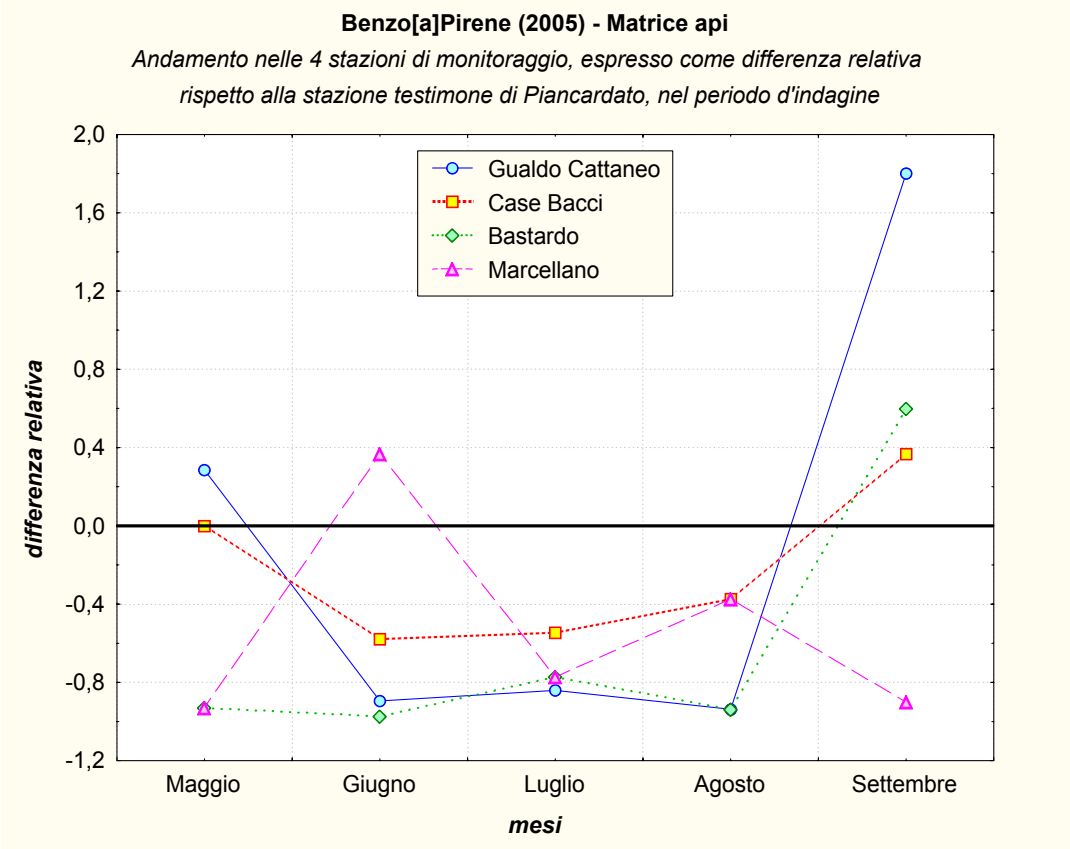

Benzo[a]Pirene (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
2,0
1,6
1,2
0,8
0,4
0,0
-0,4
-0,8
-1,2
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 16

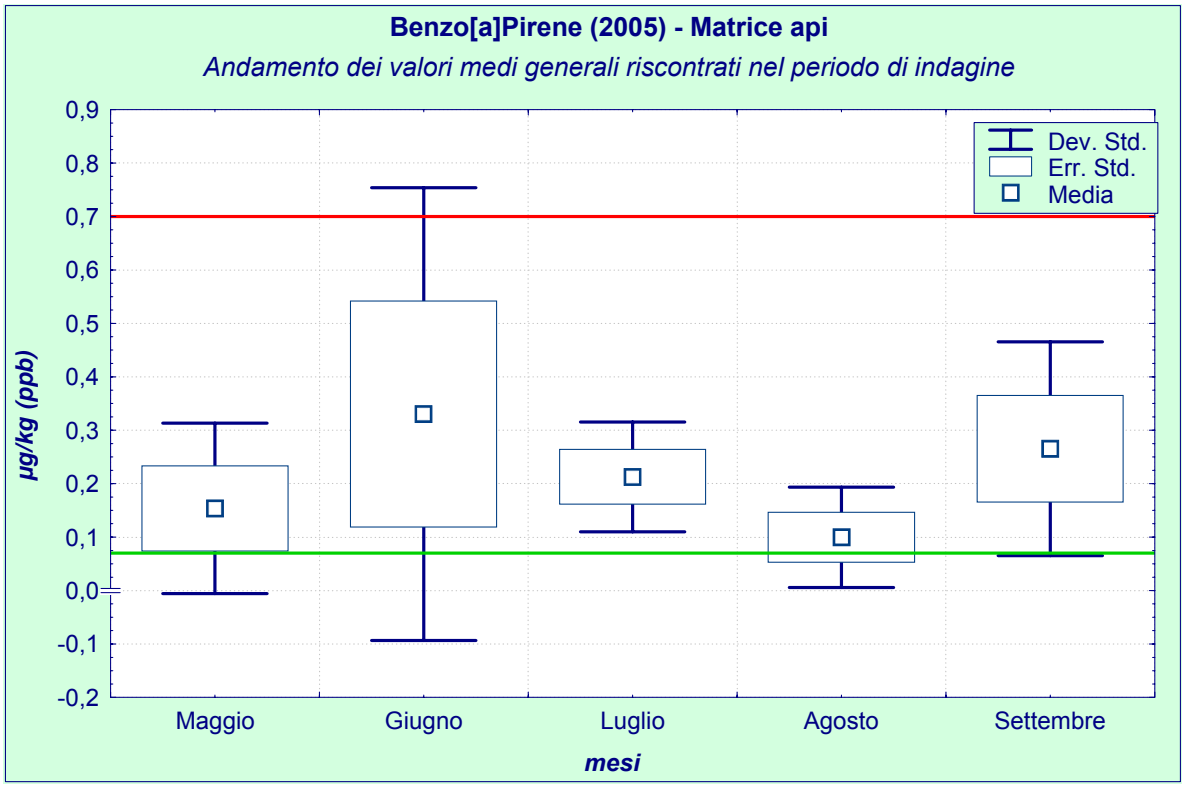

Benzo[a]Pirene (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
Dev. Std.
Err. Std.
Media
µg/kg (ppb)
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
-0,1
-0,2
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 17

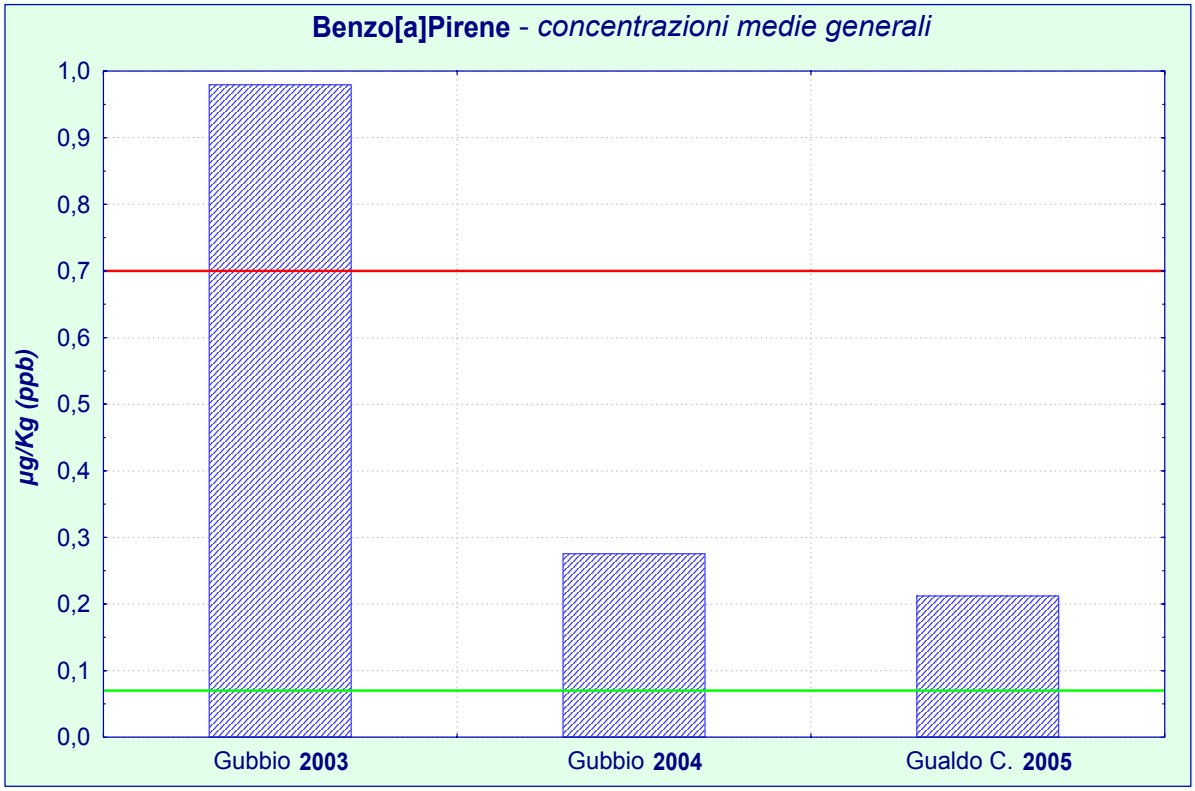

Benzo[a]Pirene - concentrazioni medie generali
µg/Kg (ppb)
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
Gubbio 2003
Gubbio 2004
Gualdo C. 2005

fig. 18

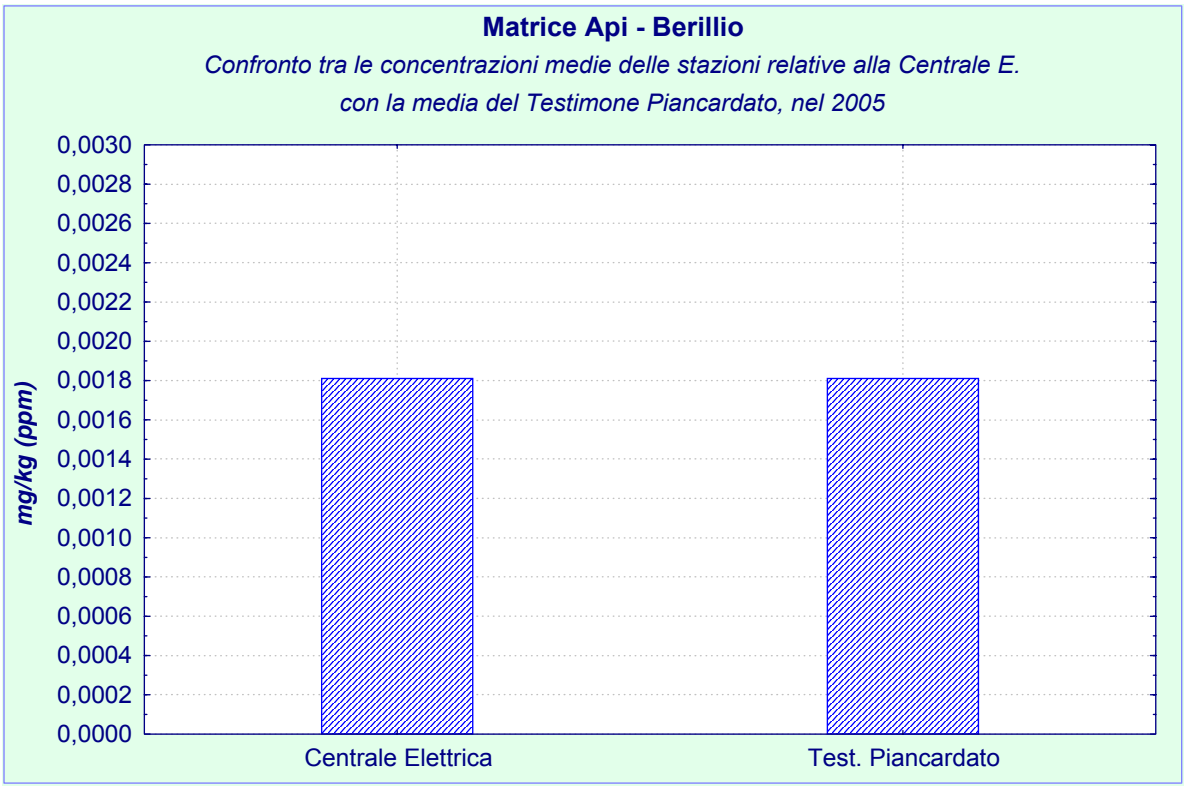

Matrice Api - Berillio
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
0,0030
0,0028
0,0026
0,0024
0,0022
0,0020
0,0018
0,0016
0,0014
0,0012
0,0010
0,0008
0,0006
0,0004
0,0002
0,0000
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 19

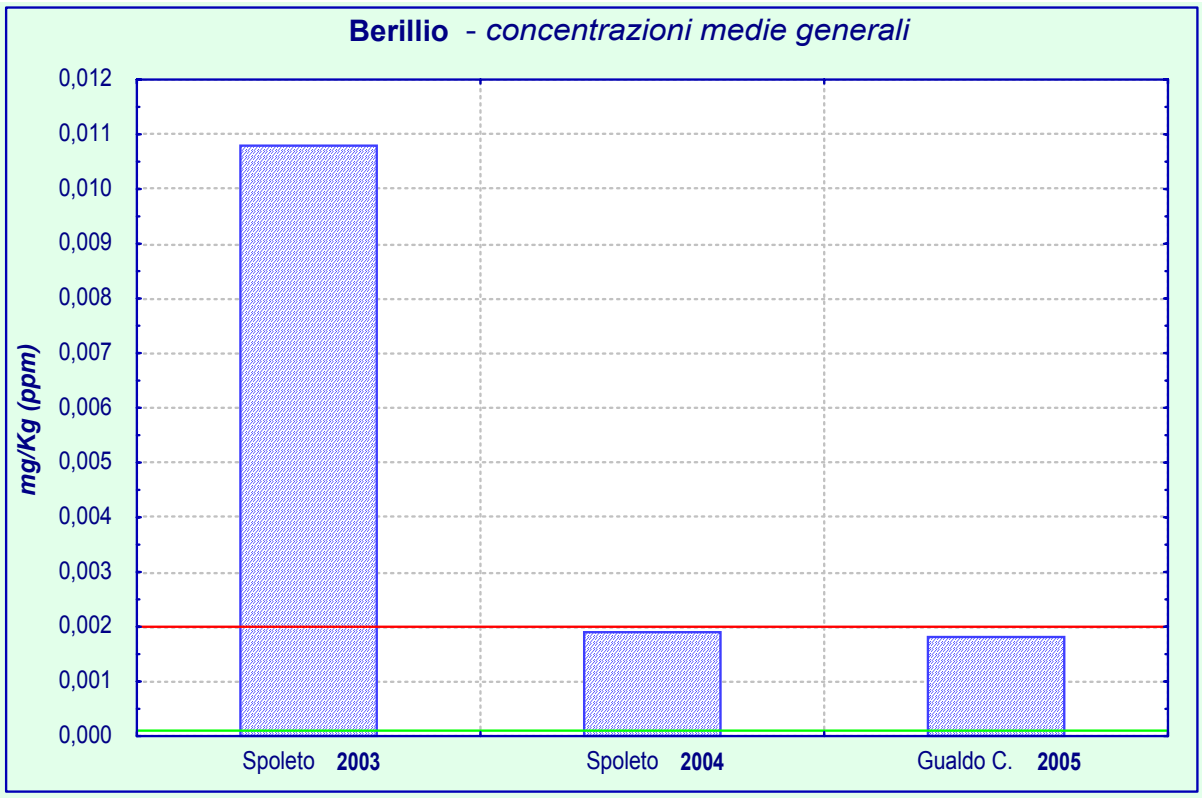

Berillio - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
0,012
0,011
0,010
0,009
0,008
0,007
0,006
0,005
0,004
0,003
0,002
0,001
0,000
Spoleto 2003
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 20

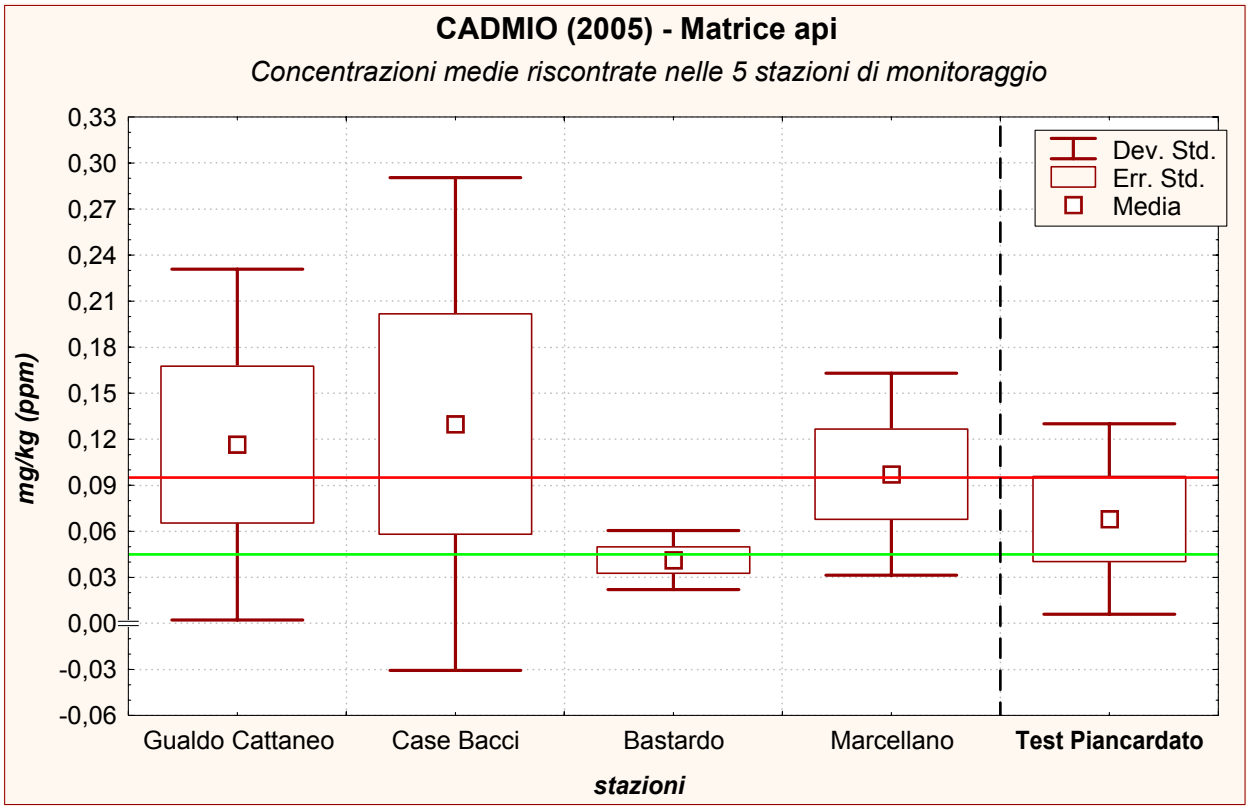

CADMIO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
0,33
0,30
0,27
0,24
0,21
0,18
0,15
0,12
0,09
0,06
0,03
0,00
-0,03
-0,06
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 21

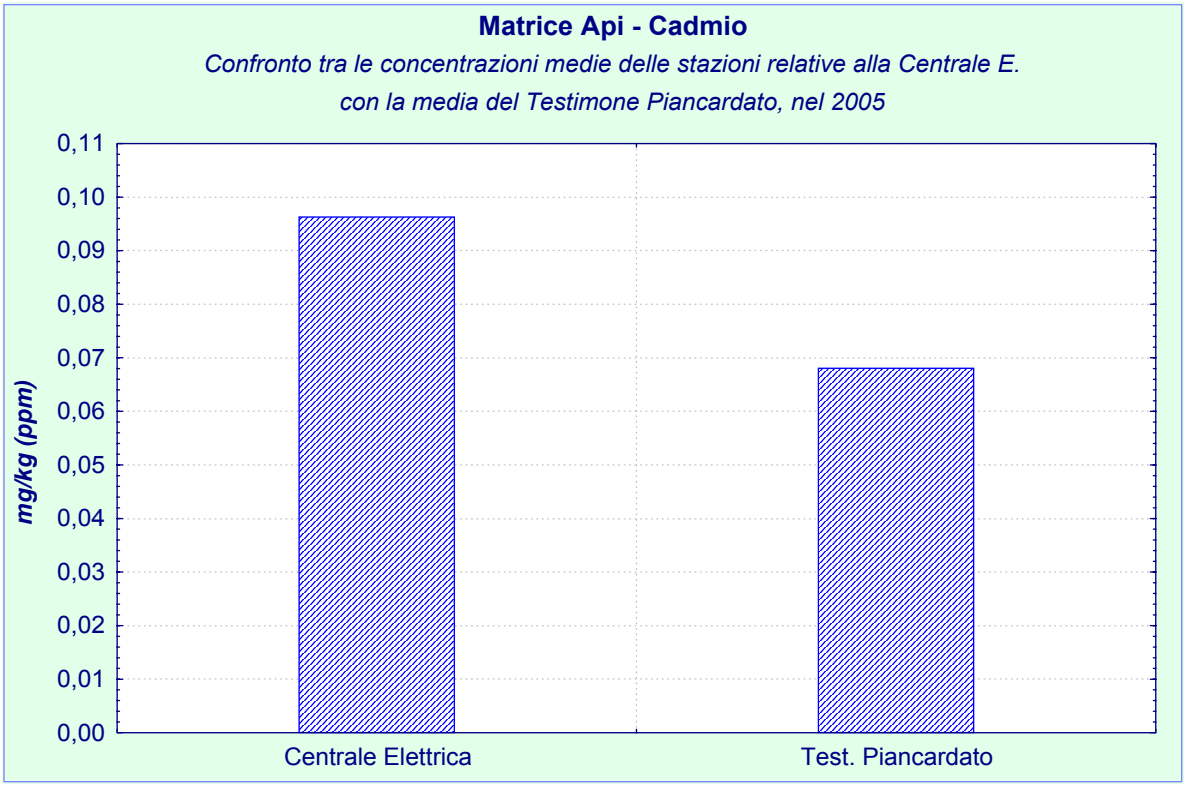

Matrice Api - Cadmio
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
0,11
0,10
0,09
0,08
0,07
0,06
0,05
0,04
0,03
0,02
0,01
0,00
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 22

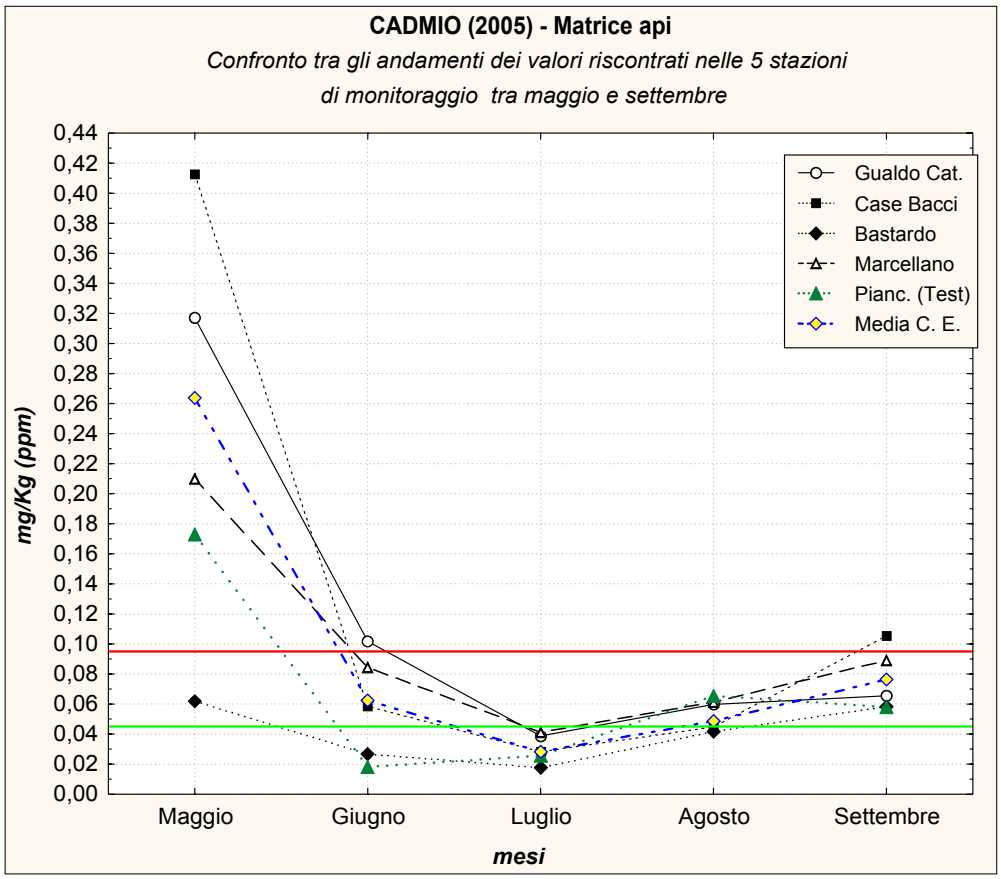

CADMIO (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
mg/Kg (ppm)
0,44
0,42
0,40
0,38
0,36
0,34
0,32
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.

fig. 23

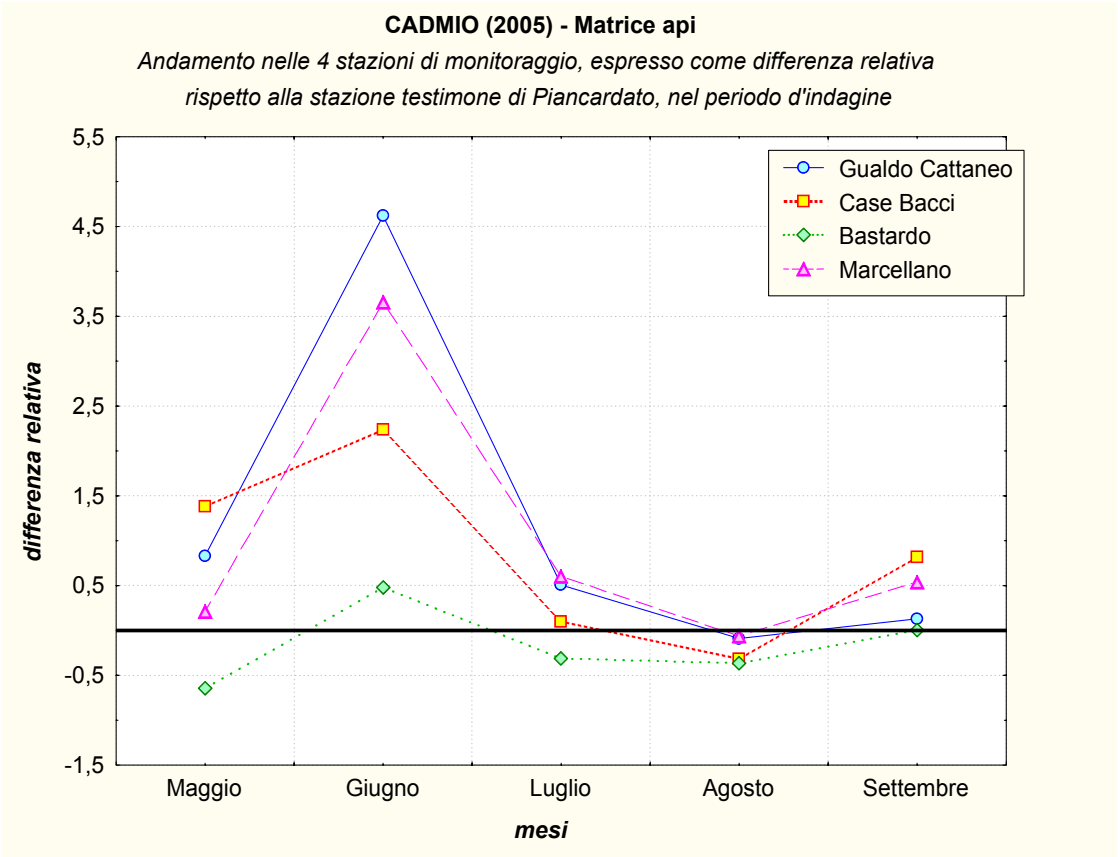

CADMIO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
5,5
4,5
3,5
2,5
1,5
0,5
-0,5
-1,5
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano

fig. 24

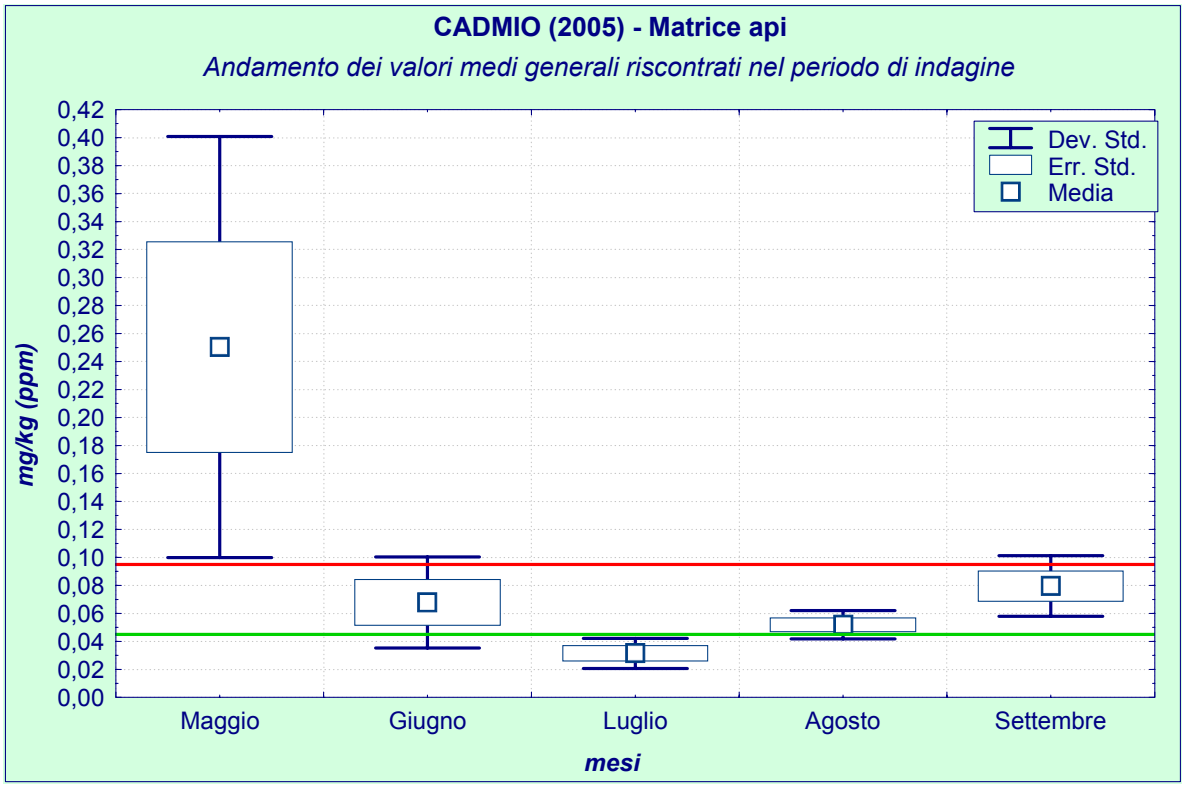

CADMIO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
mg/kg (ppm)
0,42
0,40
0,38
0,36
0,34
0,32
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 25

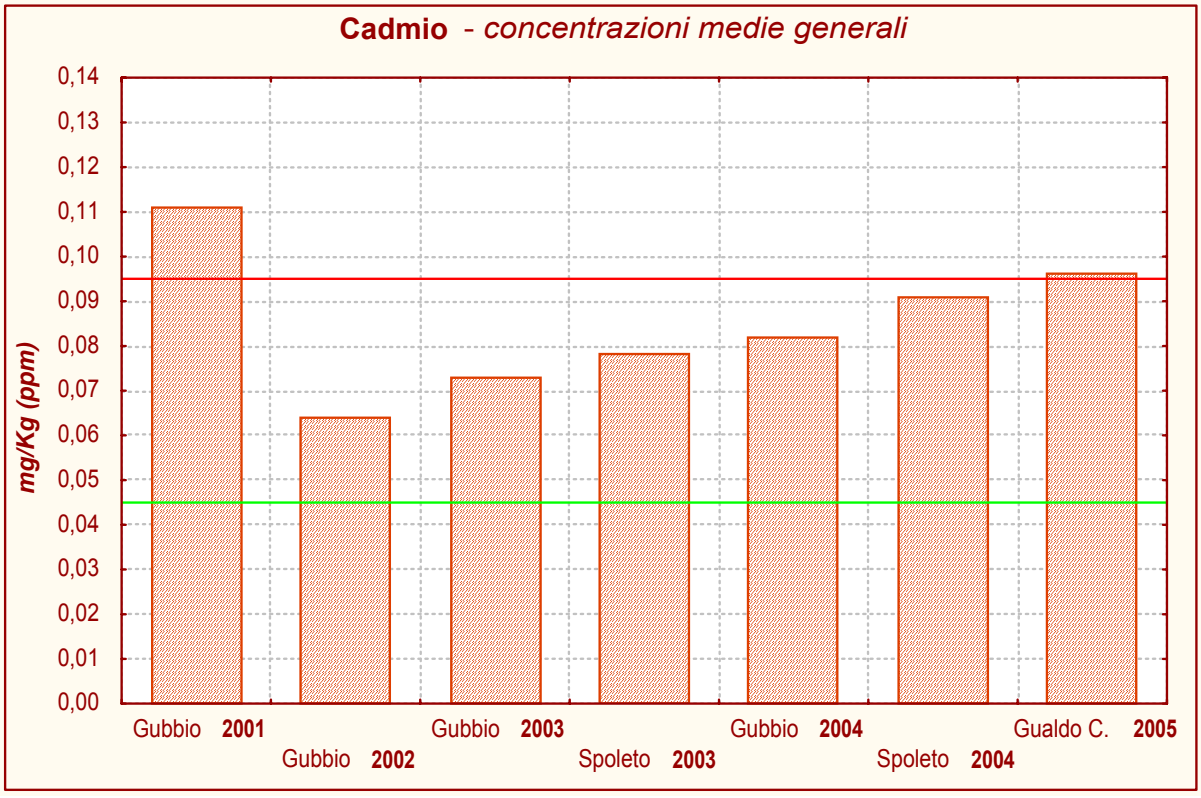

Cadmio - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
0,14
0,13
0,12
0,11
0,10
0,09
0,08
0,07
0,06
0,05
0,04
0,03
0,02
0,01
0,00
Gubbio 2001
Gubbio 2002
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 26

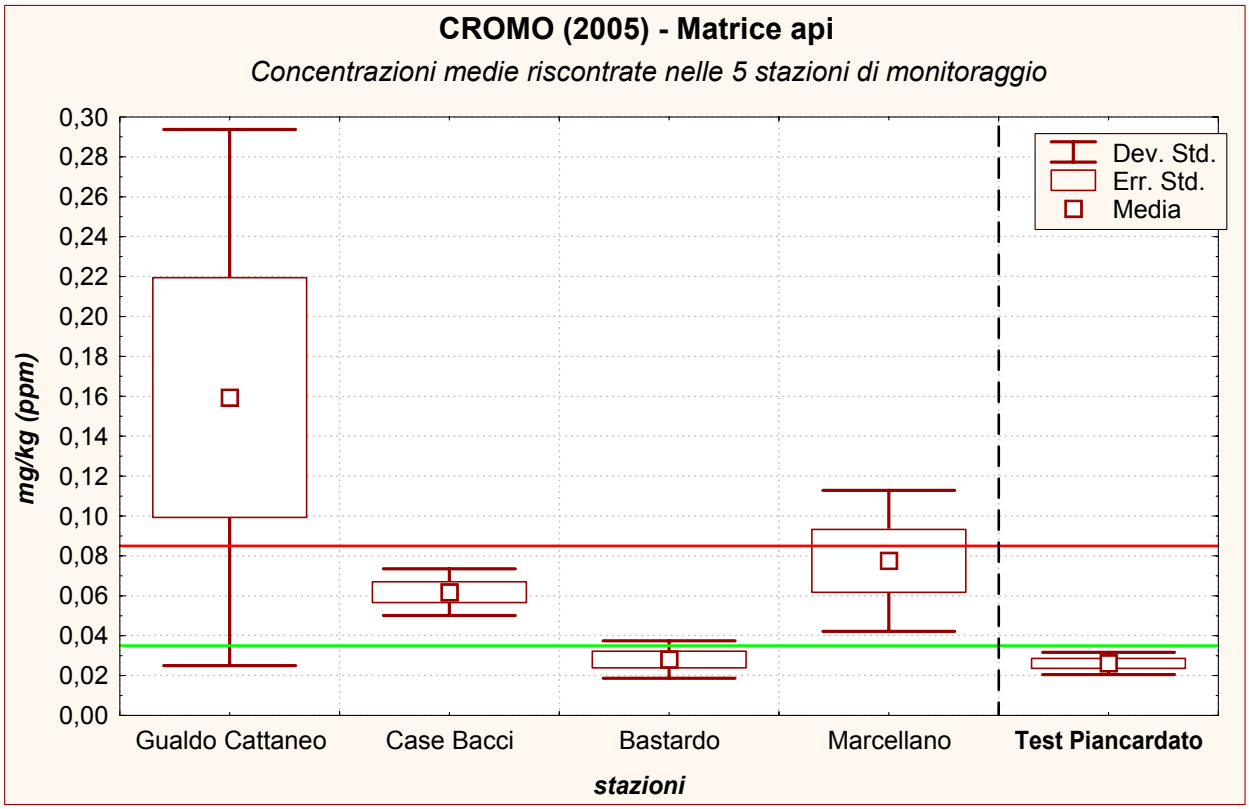

CROMO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
mg/kg (ppm)
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 27

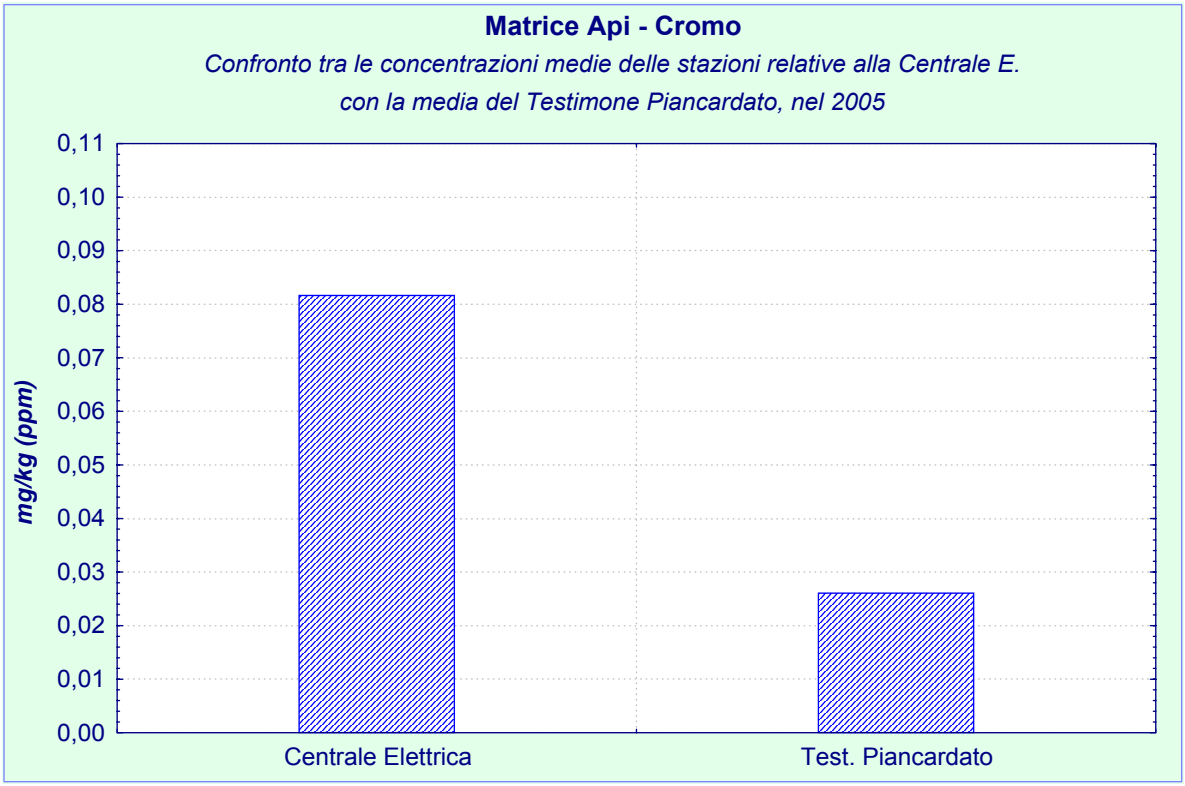

Matrice Api - Cromo
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
0,11
0,10
0,09
0,08
0,07
0,06
0,05
0,04
0,03
0,02
0,01
0,00
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 28

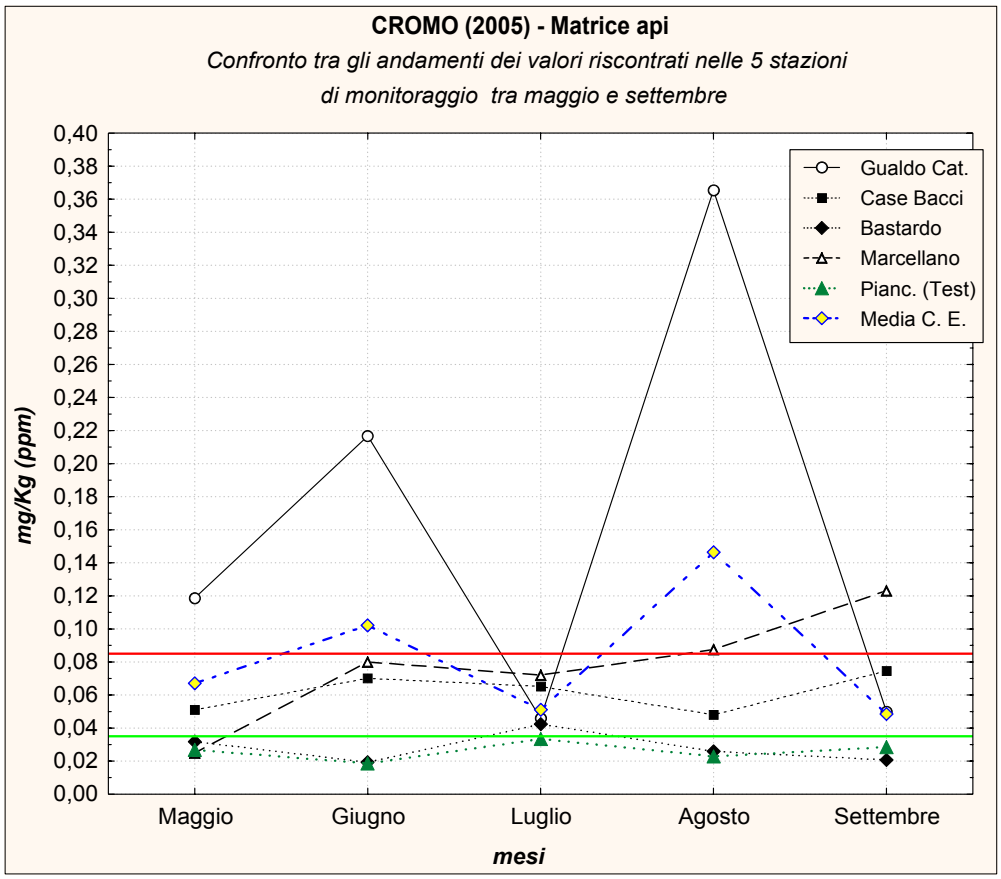

CROMO (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
mg/Kg (ppm)
0,40
0,38
0,36
0,34
0,32
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.

fig. 29

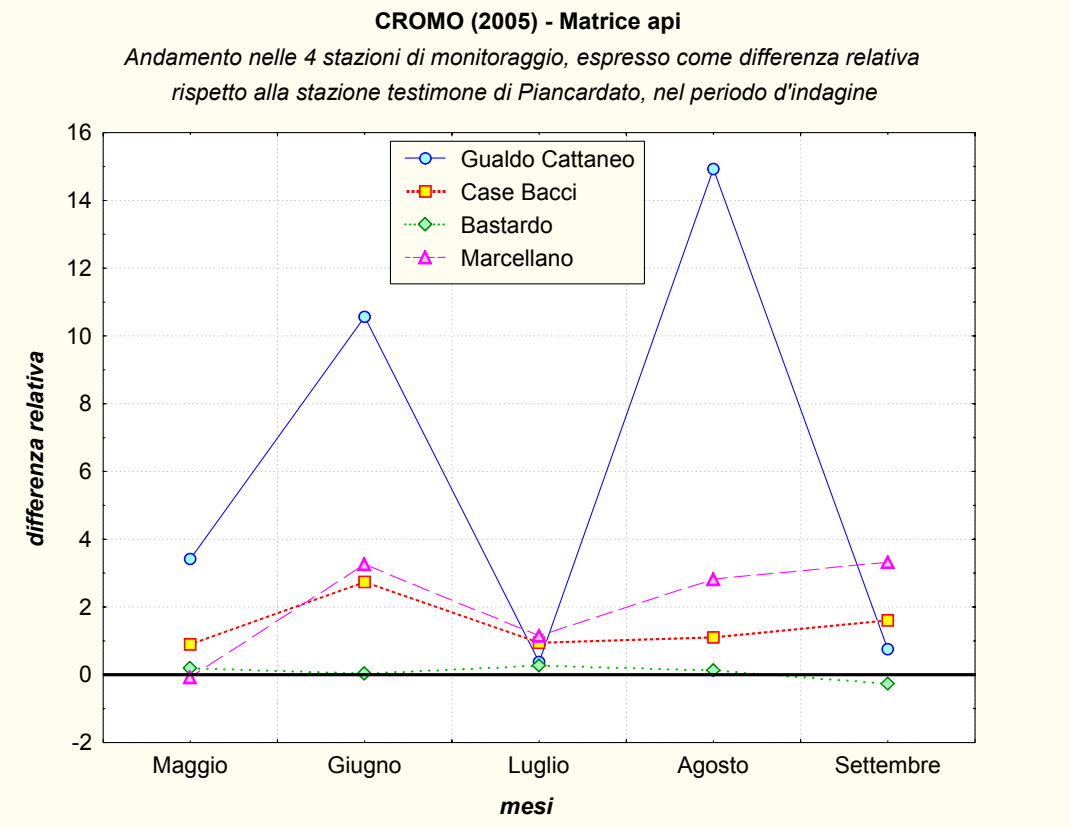

CROMO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
16
14
12
10
8
6
4
2
0
-2
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano

fig. 30

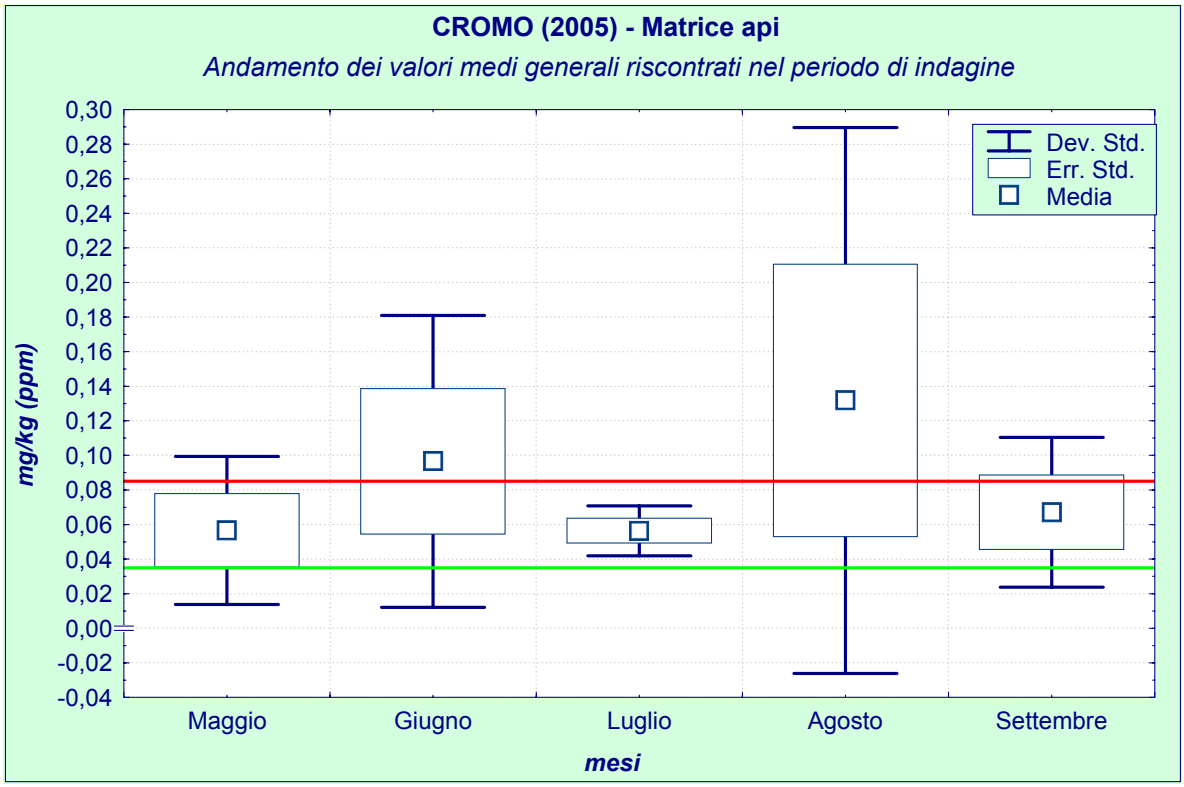

CROMO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
mg/kg (ppm)
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
-0,02
-0,04
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 31

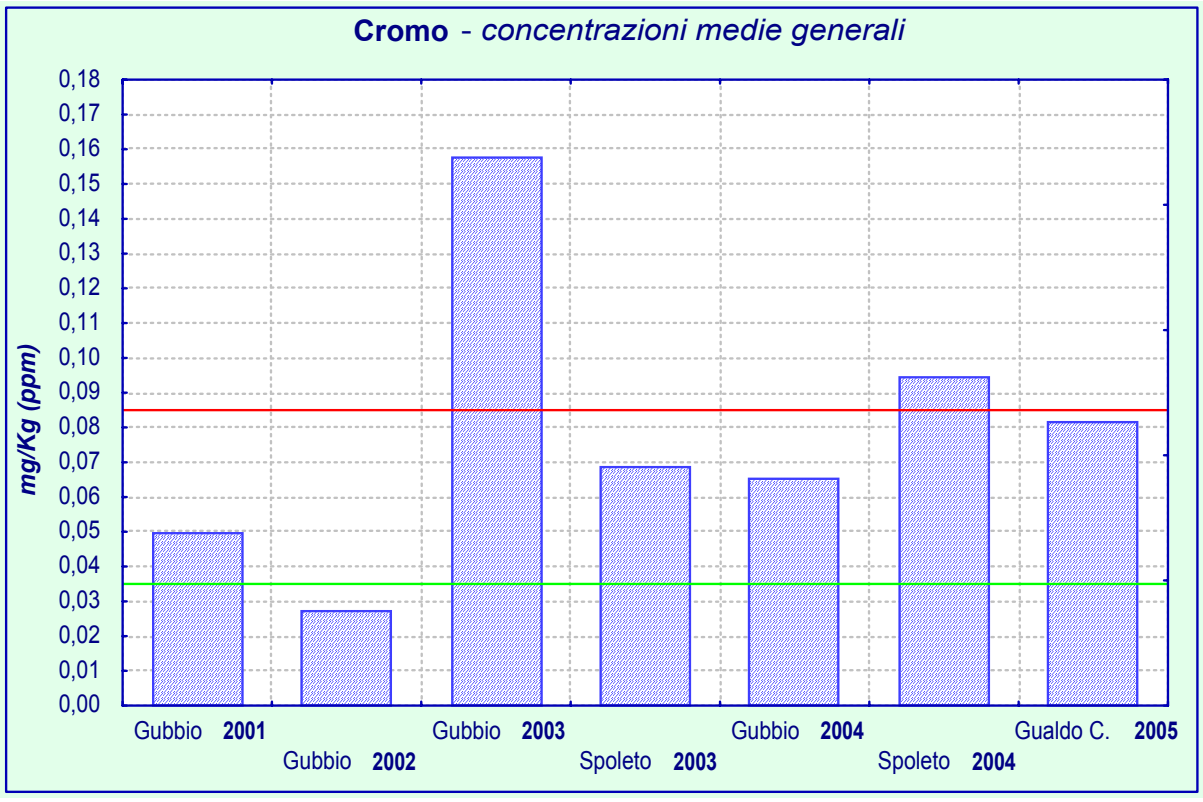

Cromo - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
0,18
0,17
0,16
0,15
0,14
0,13
0,12
0,11
0,10
0,09
0,08
0,07
0,06
0,05
0,04
0,03
0,02
0,01
0,00
Gubbio 2001
Gubbio 2002
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 32

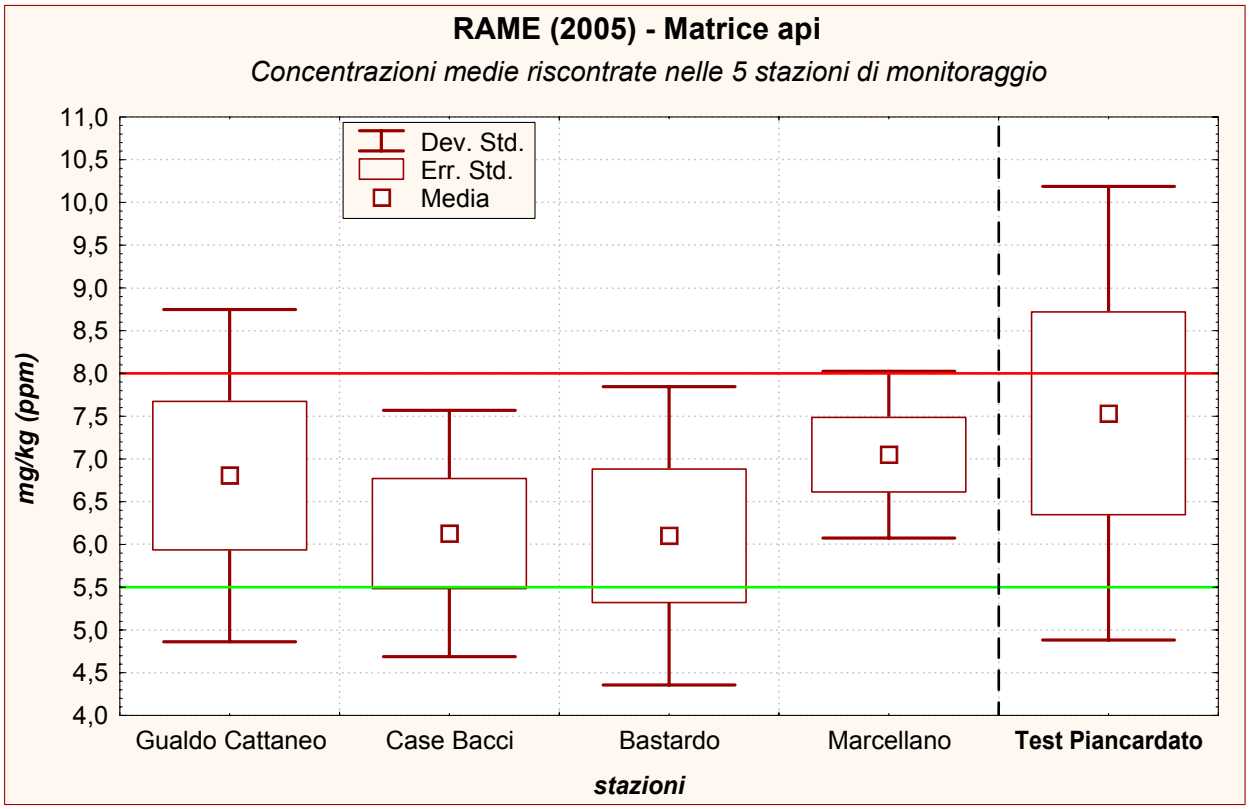

RAME (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
Dev. Std.
Err. Std.
Media
11,0
10,5
10,0
9,5
9,0
8,5
8,0
7,5
7,0
6,5
6,0
5,5
5,0
4,5
4,0
mg/kg (ppm)
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 33

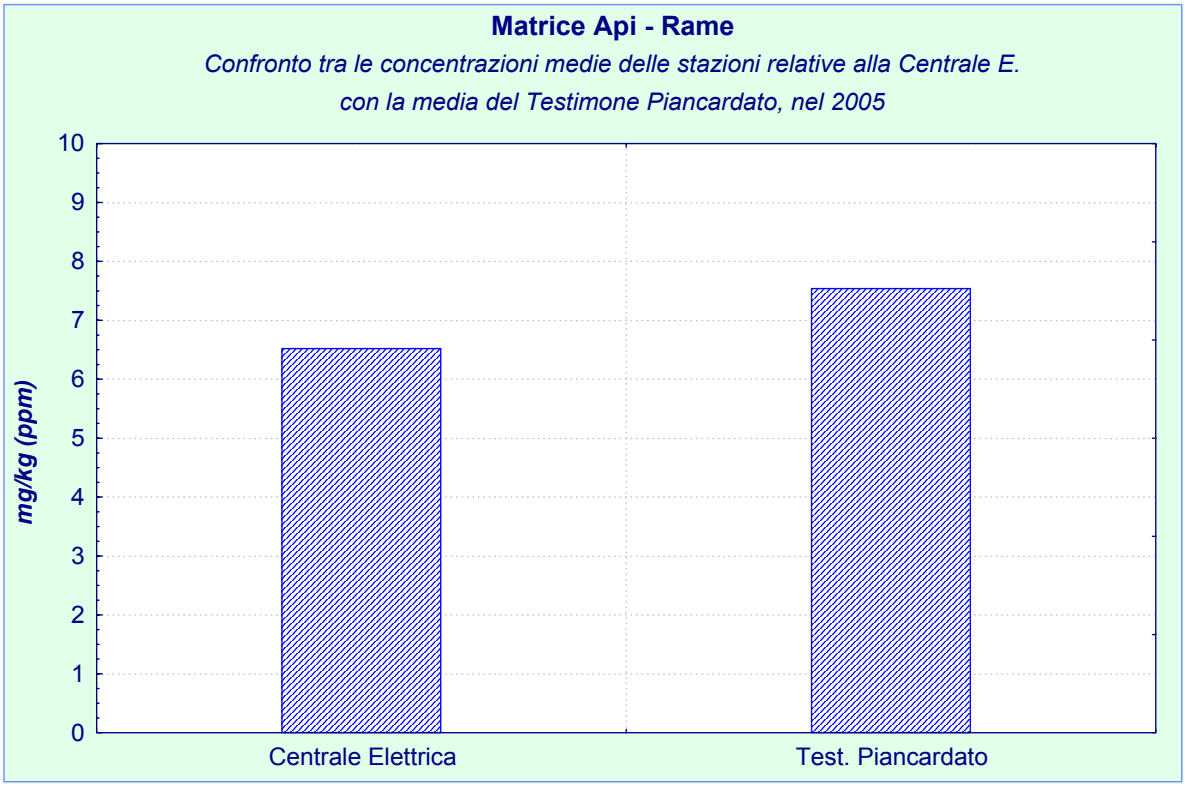

Matrice Api - Rame
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
mg/kg (ppm)
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 34

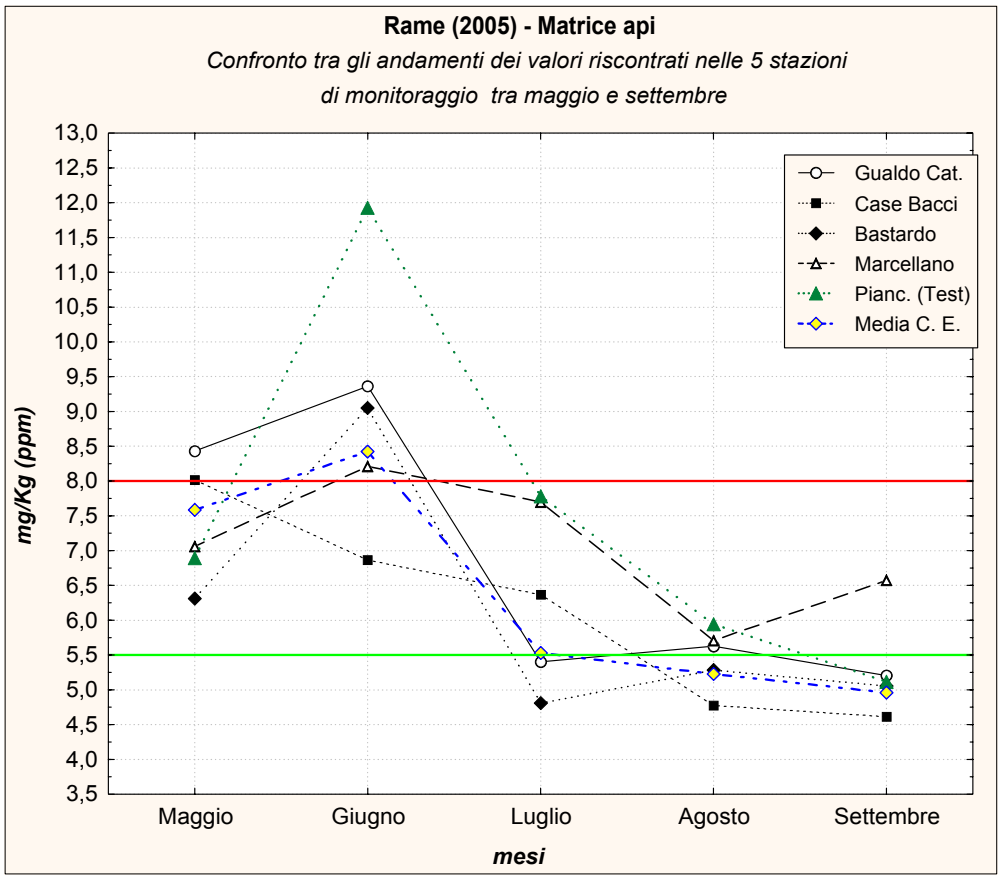

Rame (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
mg/Kg (ppm)
13,0
12,5
12,0
11,5
11,0
10,5
10,0
9,5
9,0
8,5
8,0
7,5
7,0
6,5
6,0
5,5
5,0
4,5
4,0
3,5
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.

fig. 35

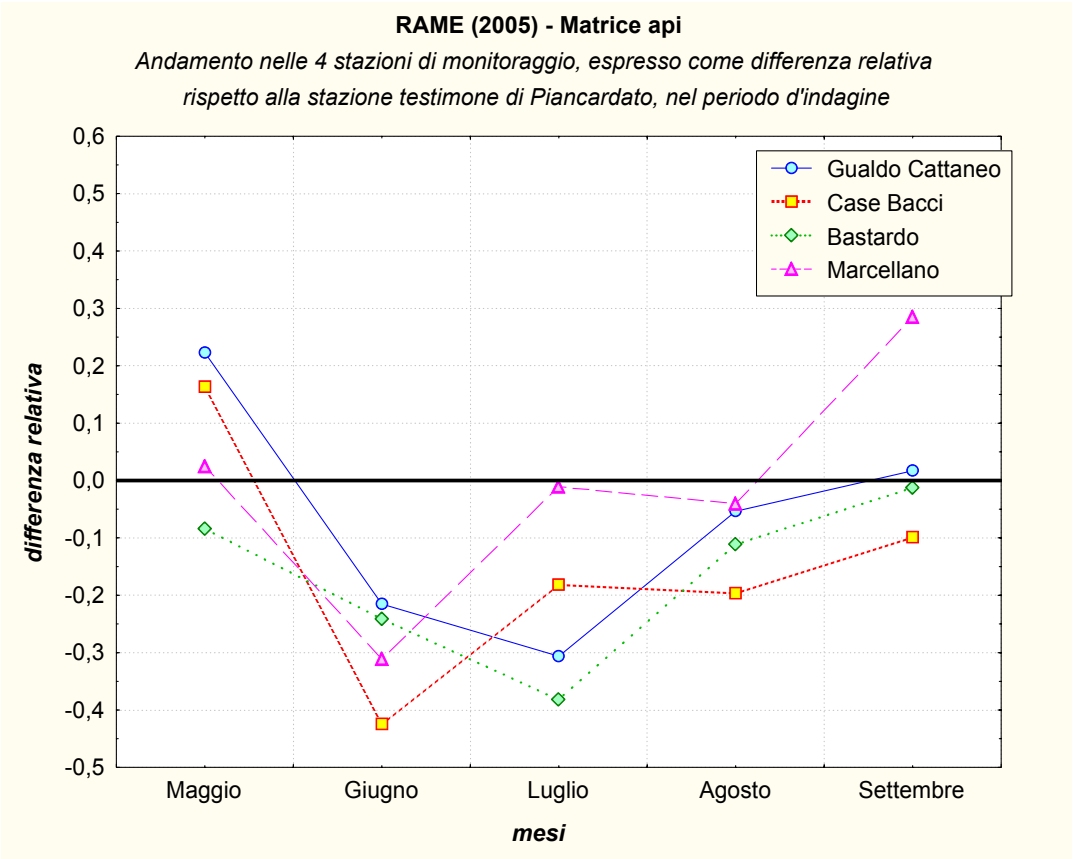

RAME (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
-0,1
-0,2
-0,3
-0,4
-0,5
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano

fig. 36

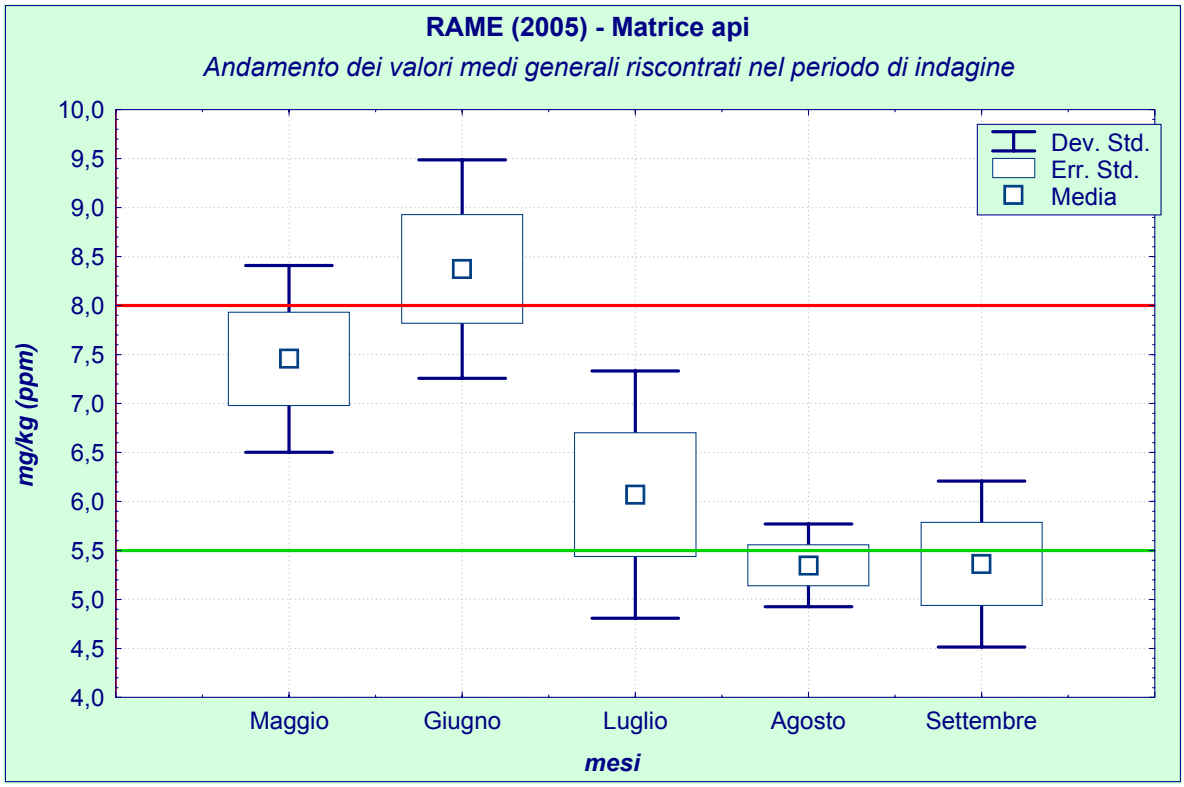

RAME (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
10,0
9,5
9,0
8,5
8,0
7,5
7,0
6,5
6,0
5,5
5,0
4,5
4,0
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 37

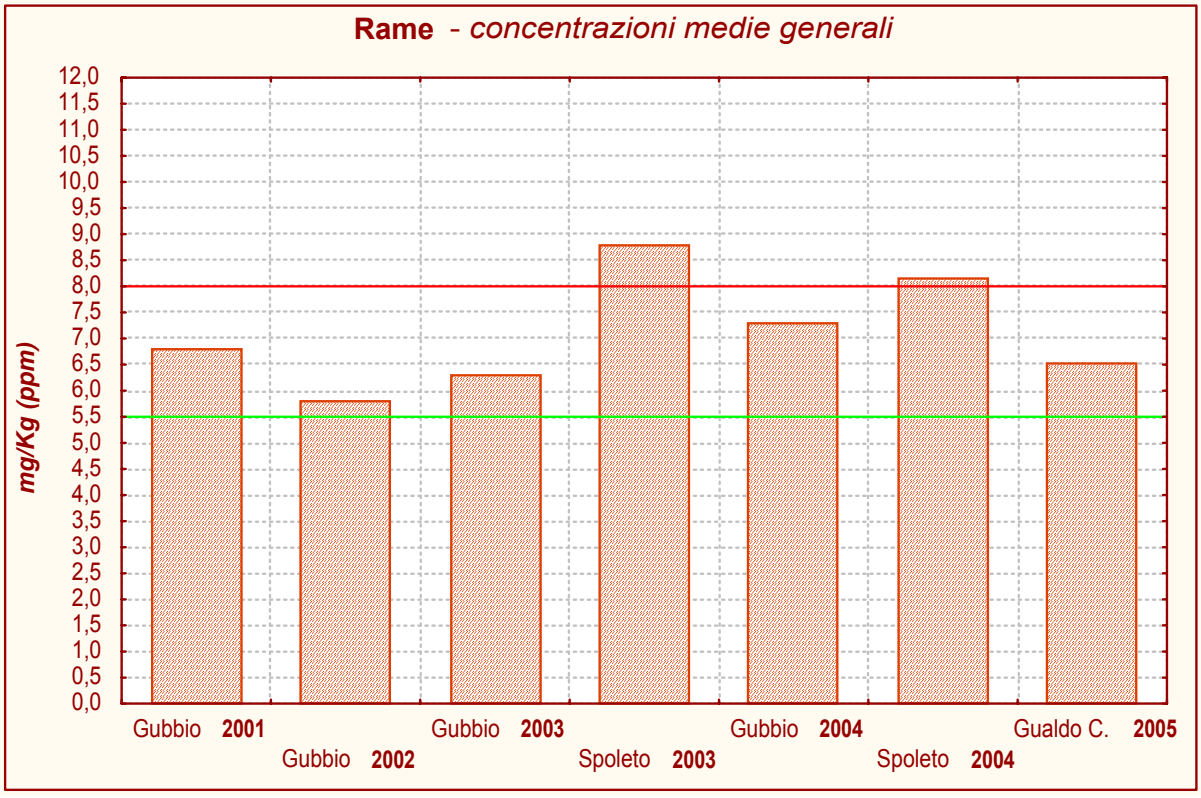

Rame - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
12,0
11,5
11,0
10,5
10,0
9,5
9,0
8,5
8,0
7,5
7,0
6,5
6,0
5,5
5,0
4,5
4,0
3,5
3,0
2,5
2,0
1,5
1,0
0,5
0,0
Gubbio 2001
Gubbio 2002
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 38

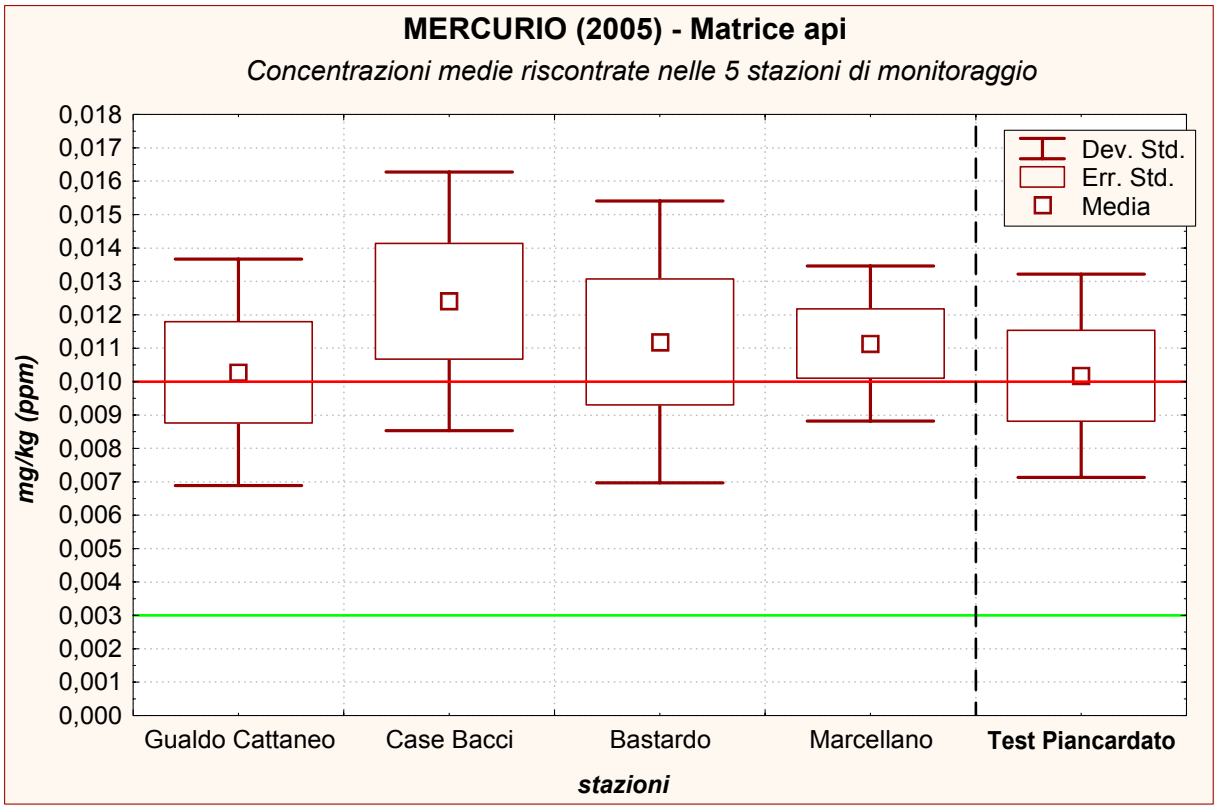

MERCURIO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
mg/kg (ppm)
0,018
0,017
0,016
0,015
0,014
0,013
0,012
0,011
0,010
0,009
0,008
0,007
0,006
0,005
0,004
0,003
0,002
0,001
0,000
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 39

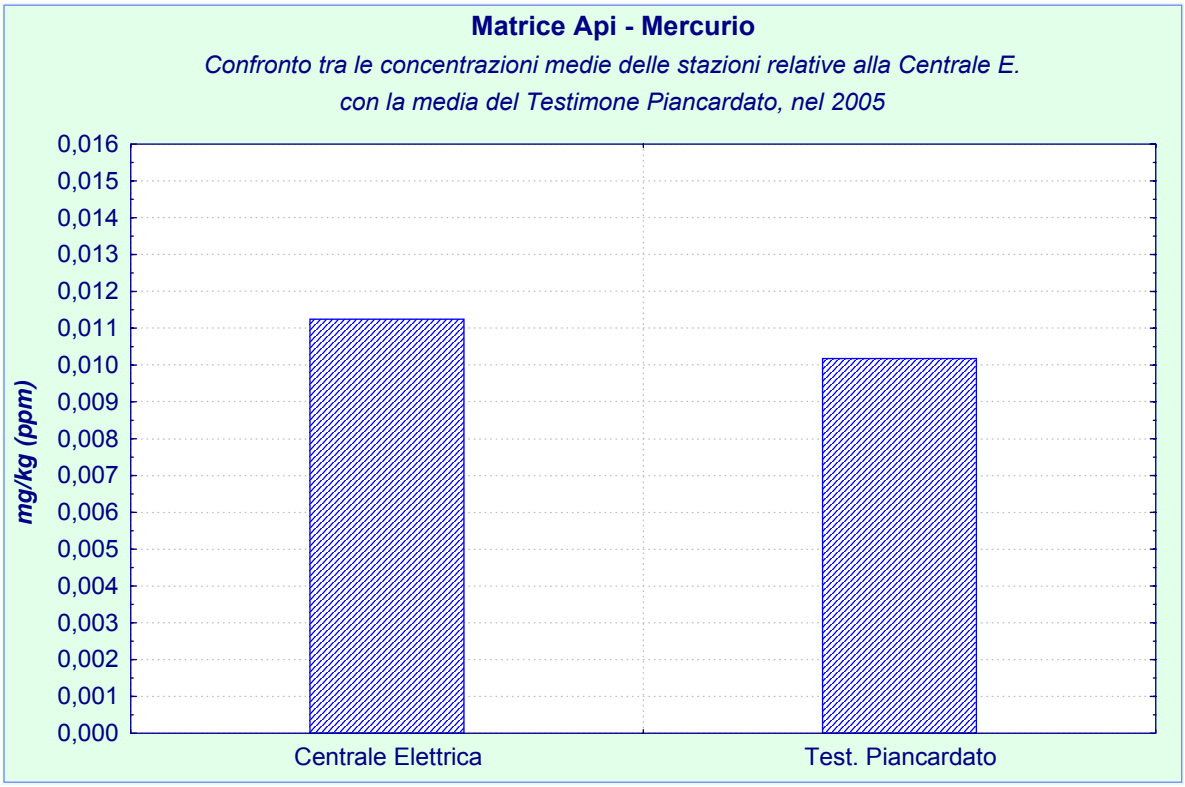

Matrice Api - Mercurio
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
0,016
0,015
0,014
0,013
0,012
0,011
0,010
0,009
0,008
0,007
0,006
0,005
0,004
0,003
0,002
0,001
0,000
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 40

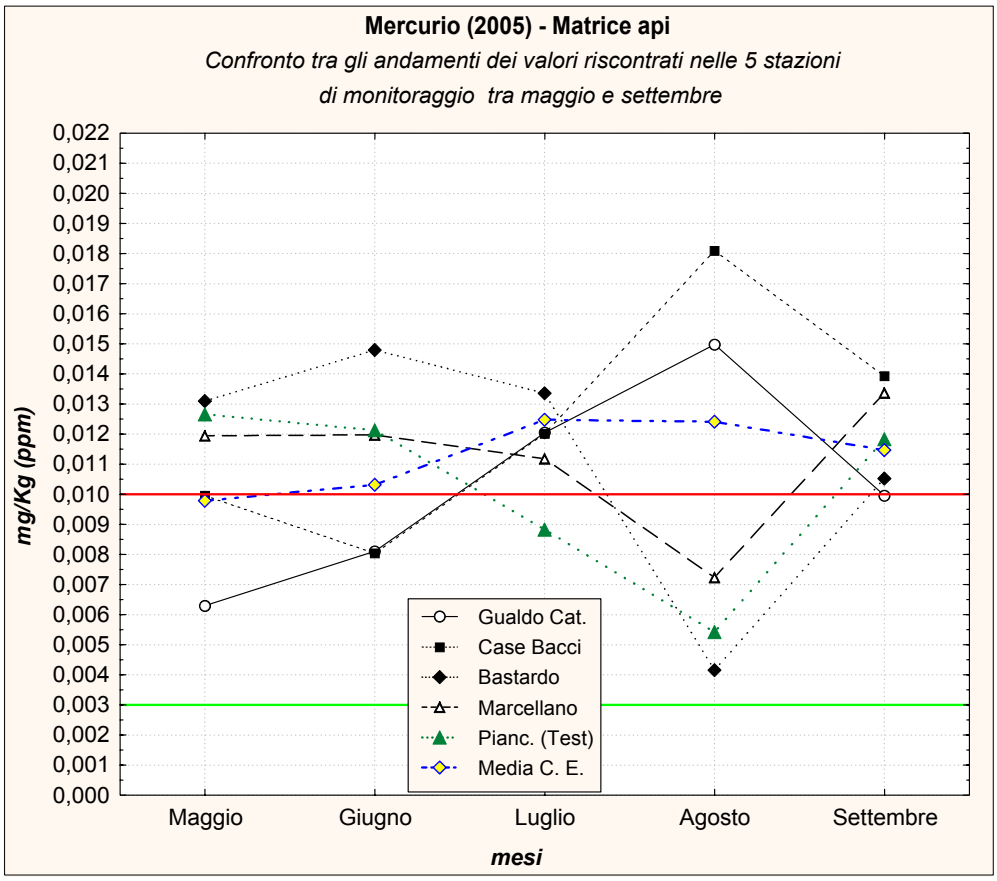

Mercurio (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
mg/Kg (ppm)
0,022
0,021
0,020
0,019
0,018
0,017
0,016
0,015
0,014
0,013
0,012
0,011
0,010
0,009
0,008
0,007
0,006
0,005
0,004
0,003
0,002
0,001
0,000
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 41

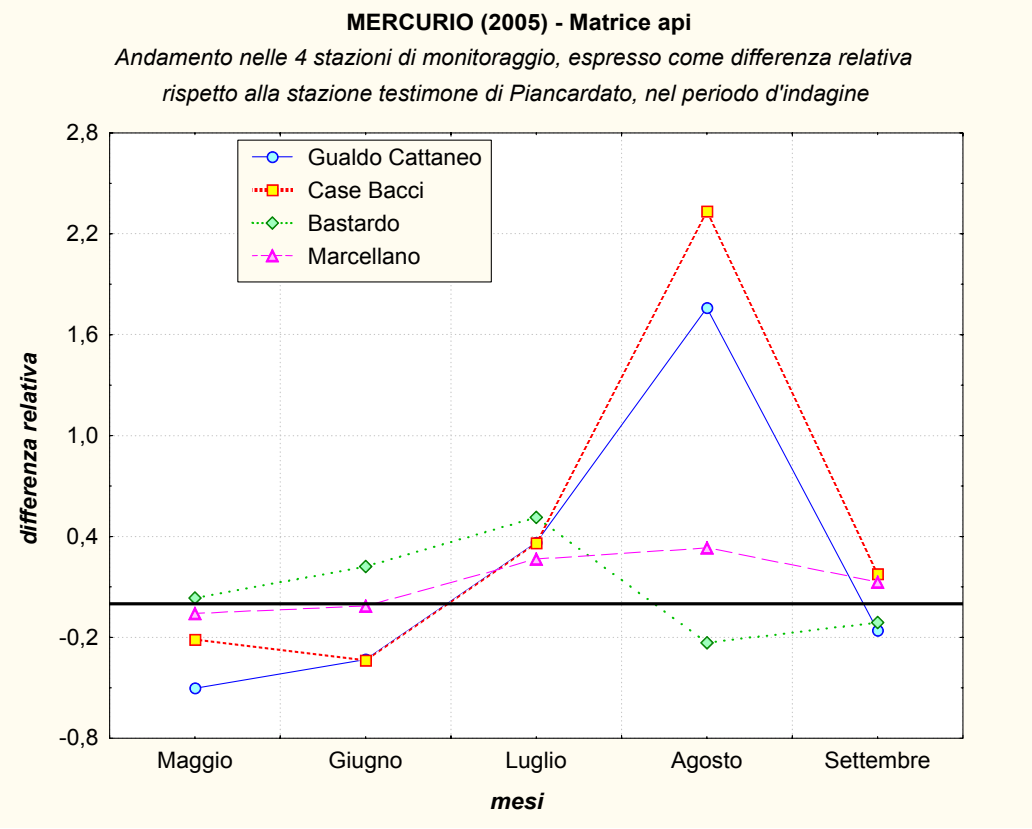

MERCURIO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
2,8
2,2
1,6
1,0
0,4
-0,2
-0,8
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 42

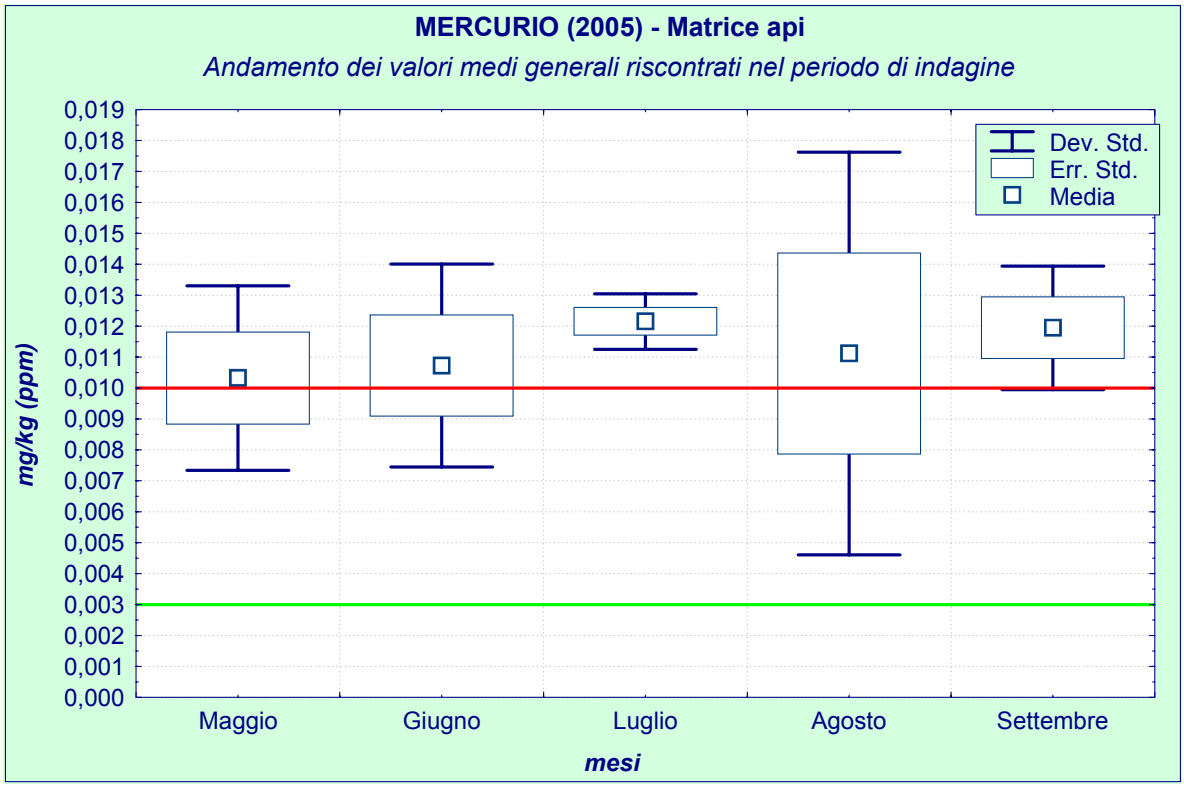

MERCURIO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
mg/kg (ppm)
0,019
0,018
0,017
0,016
0,015
0,014
0,013
0,012
0,011
0,010
0,009
0,008
0,007
0,006
0,005
0,004
0,003
0,002
0,001
0,000
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 43

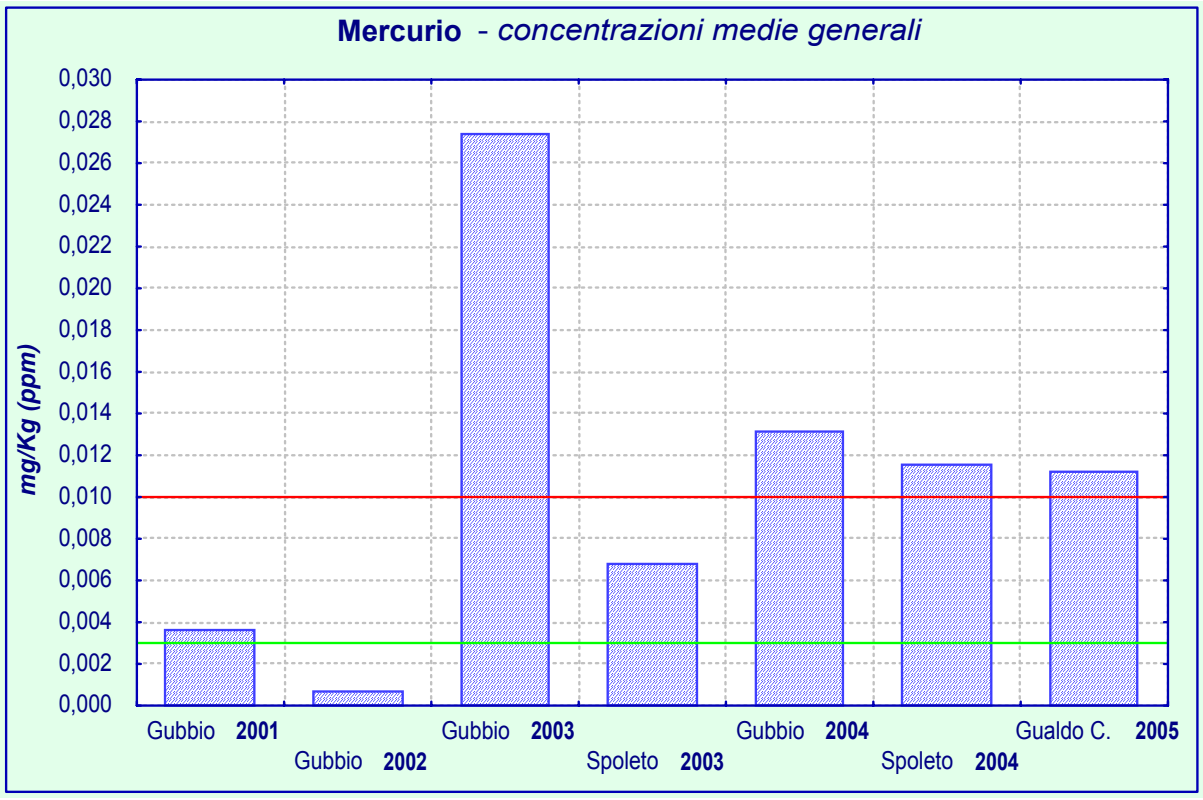

Mercurio - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
0,030
0,028
0,026
0,024
0,022
0,020
0,018
0,016
0,014
0,012
0,010
0,008
0,006
0,004
0,002
0,000
Gubbio 2001
Gubbio 2002
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 44

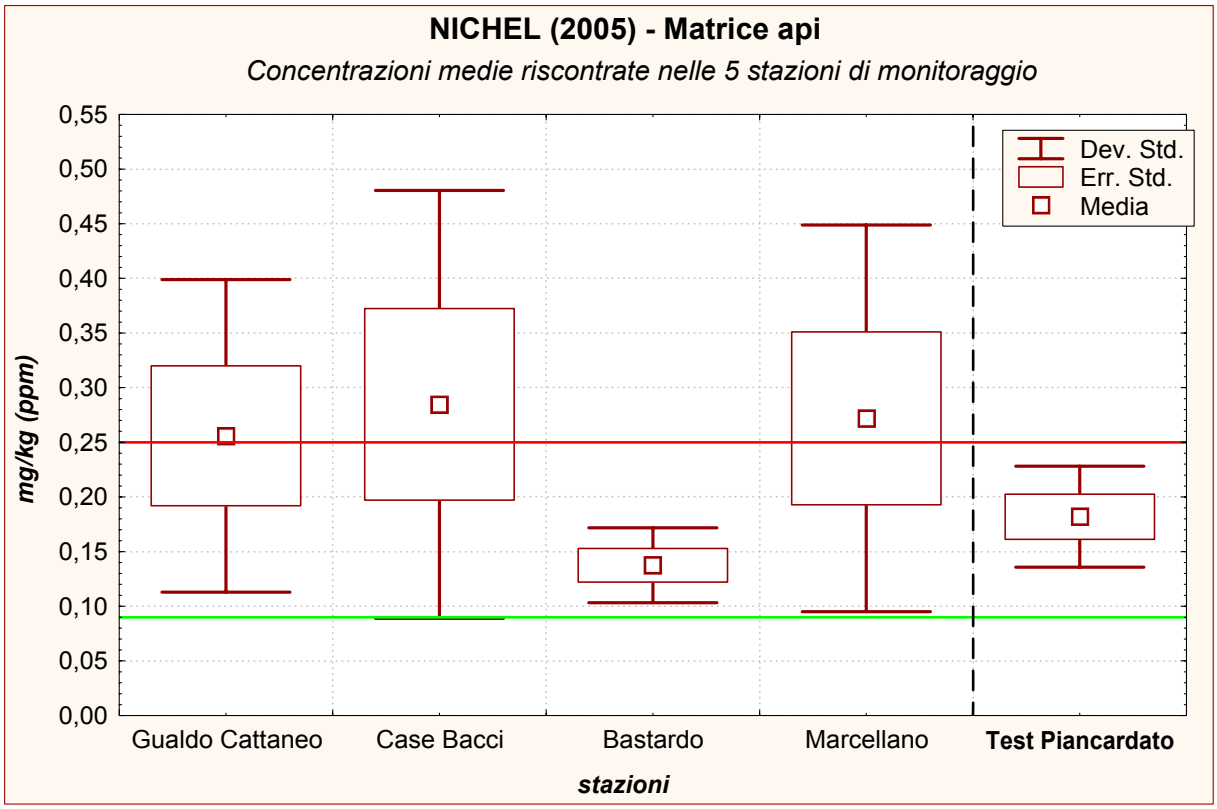

NICHEL (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
0,55
0,50
0,45
0,40
0,35
0,30
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
mg/kg (ppm)
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 45

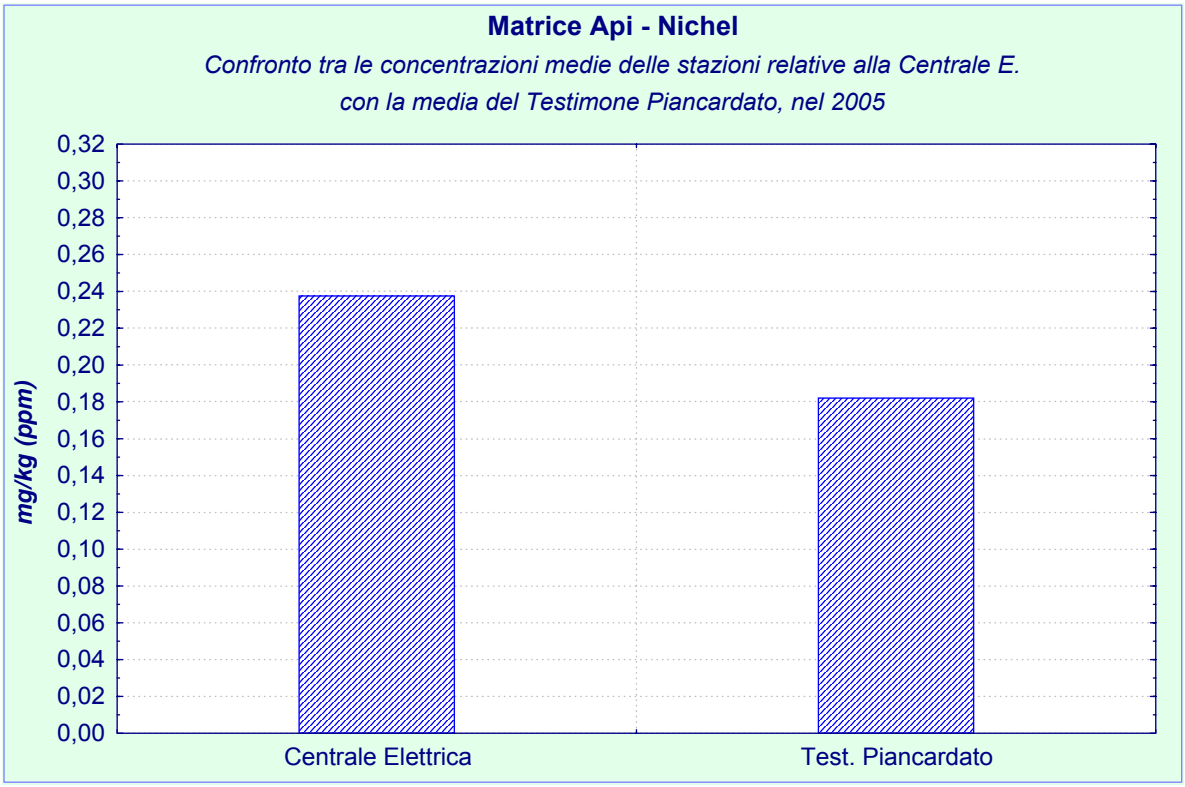

Matrice Api - Nichel
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
0,32
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
mg/kg (ppm)
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 46

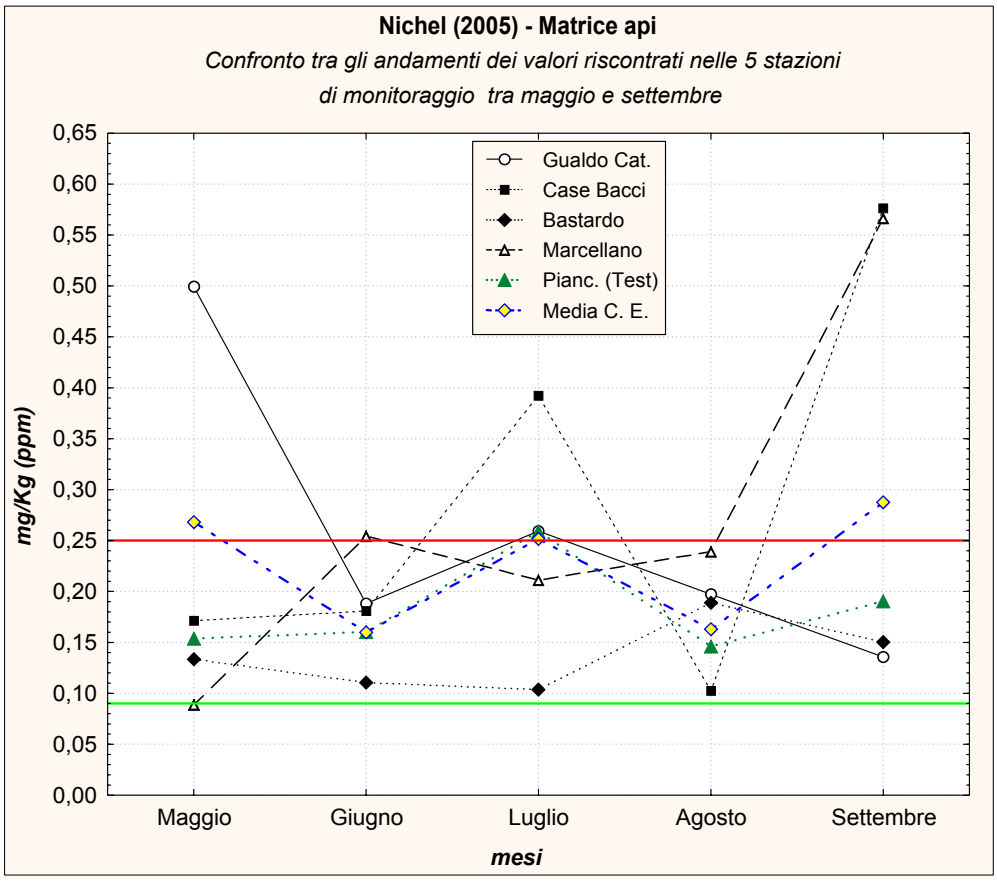

Nichel (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.
mg/Kg (ppm)
0,65
0,60
0,55
0,50
0,45
0,40
0,35
0,30
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 47

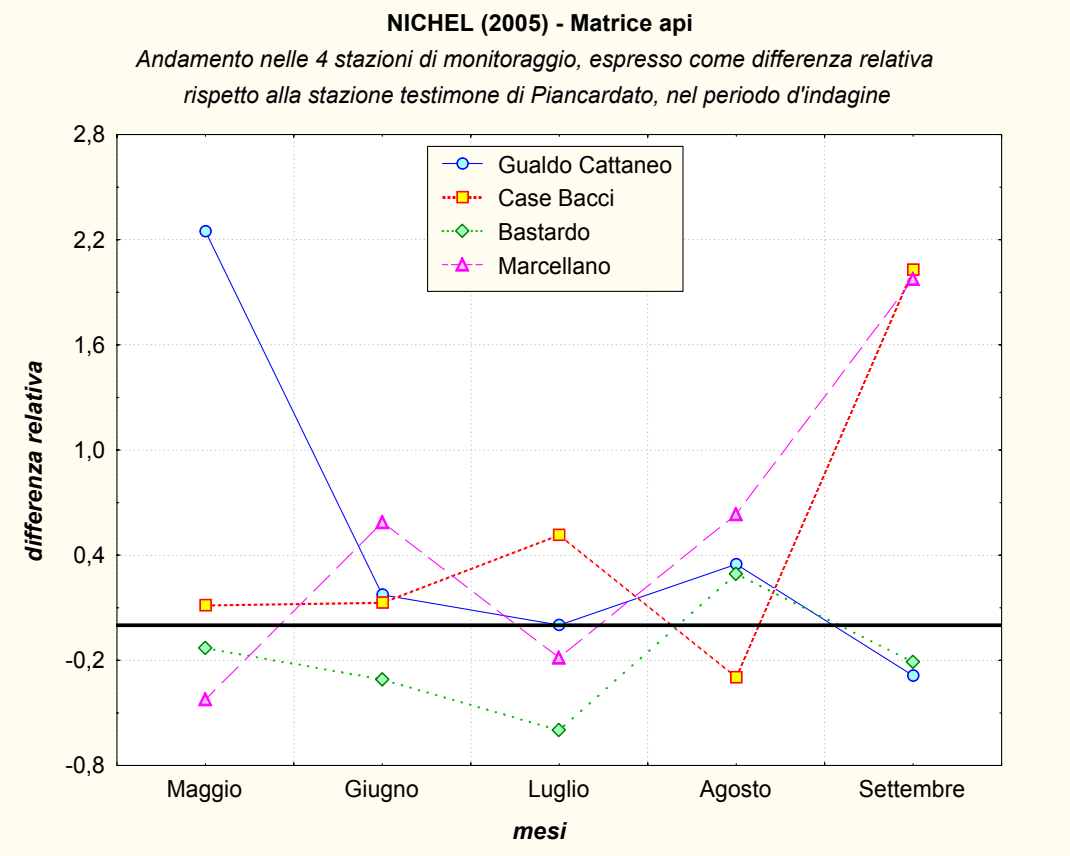

NICHEL (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
differenza relativa
2,8
2,2
1,6
1,0
0,4
-0,2
-0,8
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 48

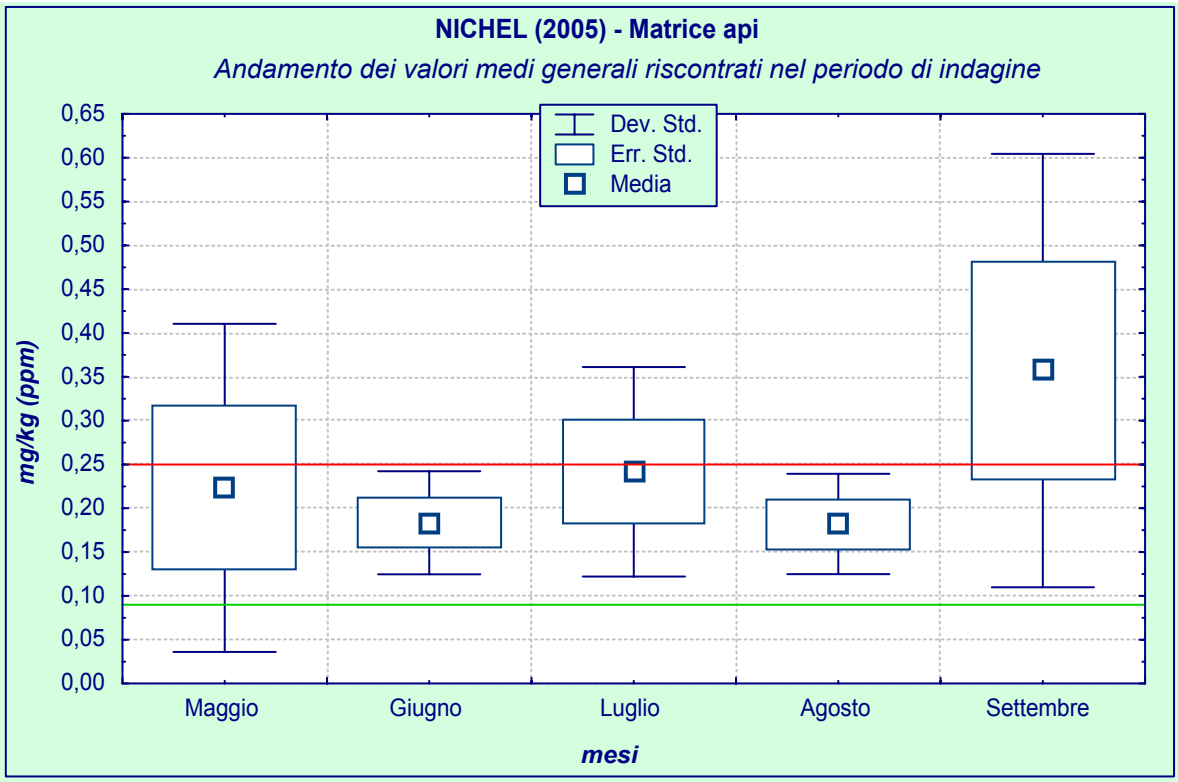

NICHEL (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
0,65
0,60
0,55
0,50
0,45
0,40
0,35
0,30
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 49

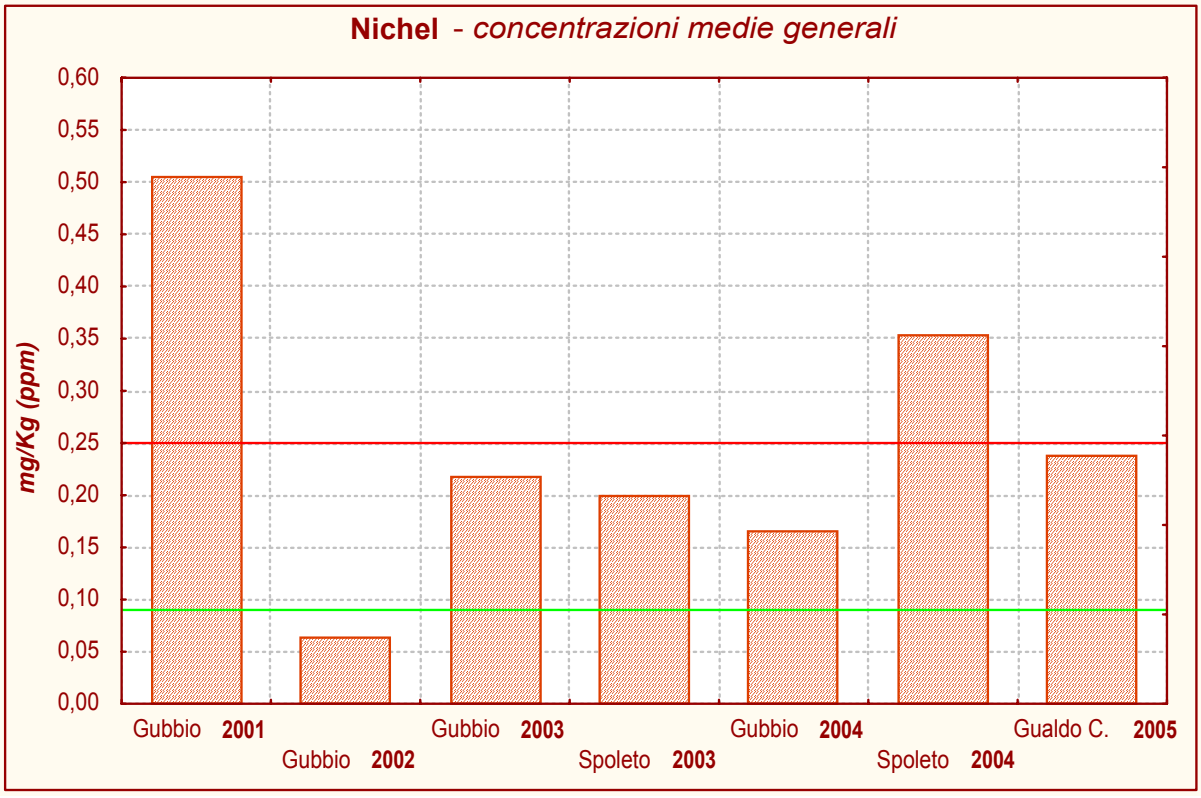

Nichel - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
0,60
0,55
0,50
0,45
0,40
0,35
0,30
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
Gubbio 2001
Gubbio 2002
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 50

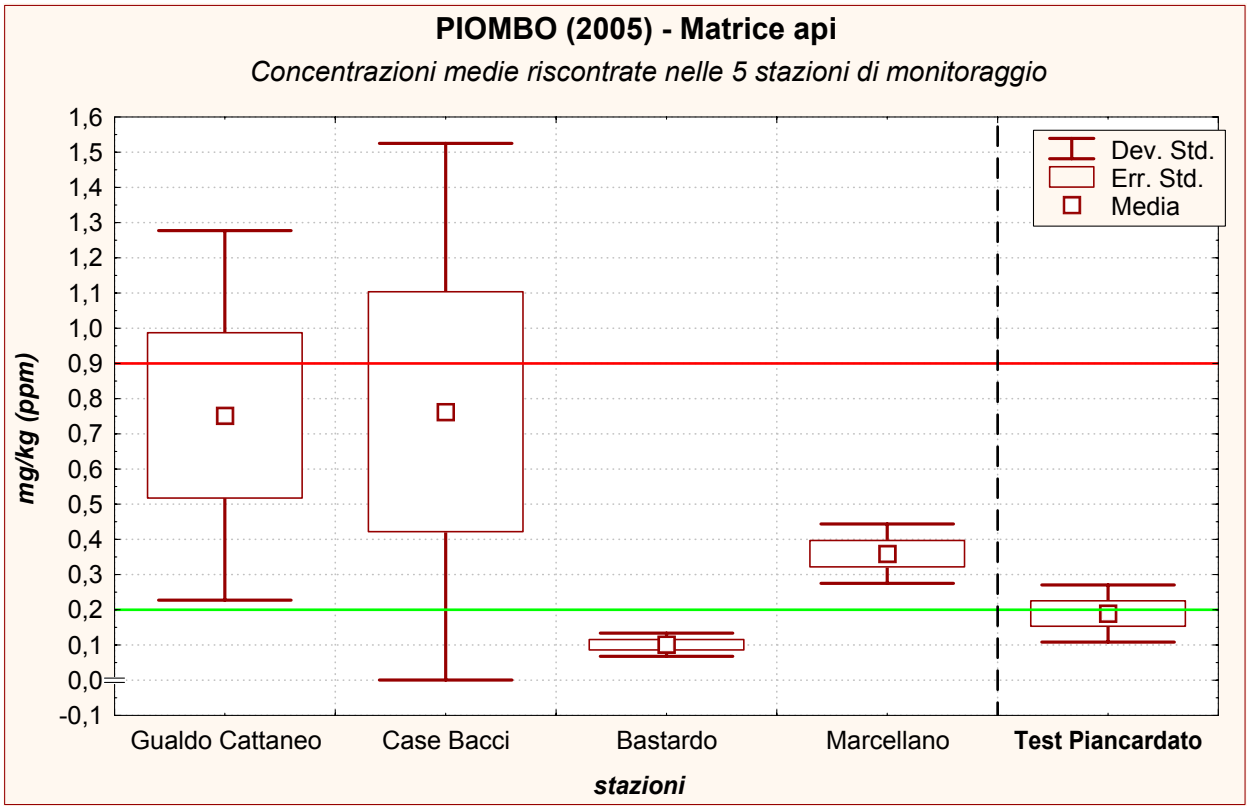

PIOMBO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
mg/kg (ppm)
1,6
1,5
1,4
1,3
1,2
1,1
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
-0,1
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 51

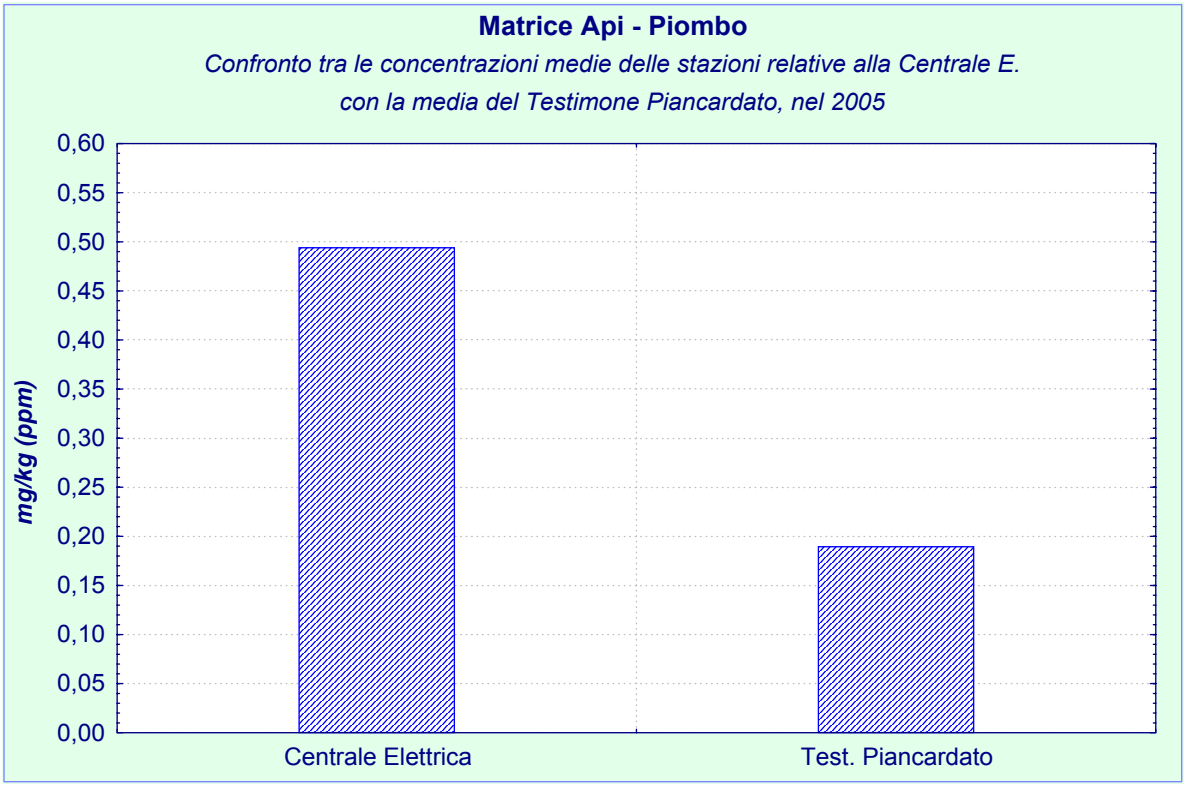

Matrice Api - Piombo
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
0,60
0,55
0,50
0,45
0,40
0,35
0,30
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 52

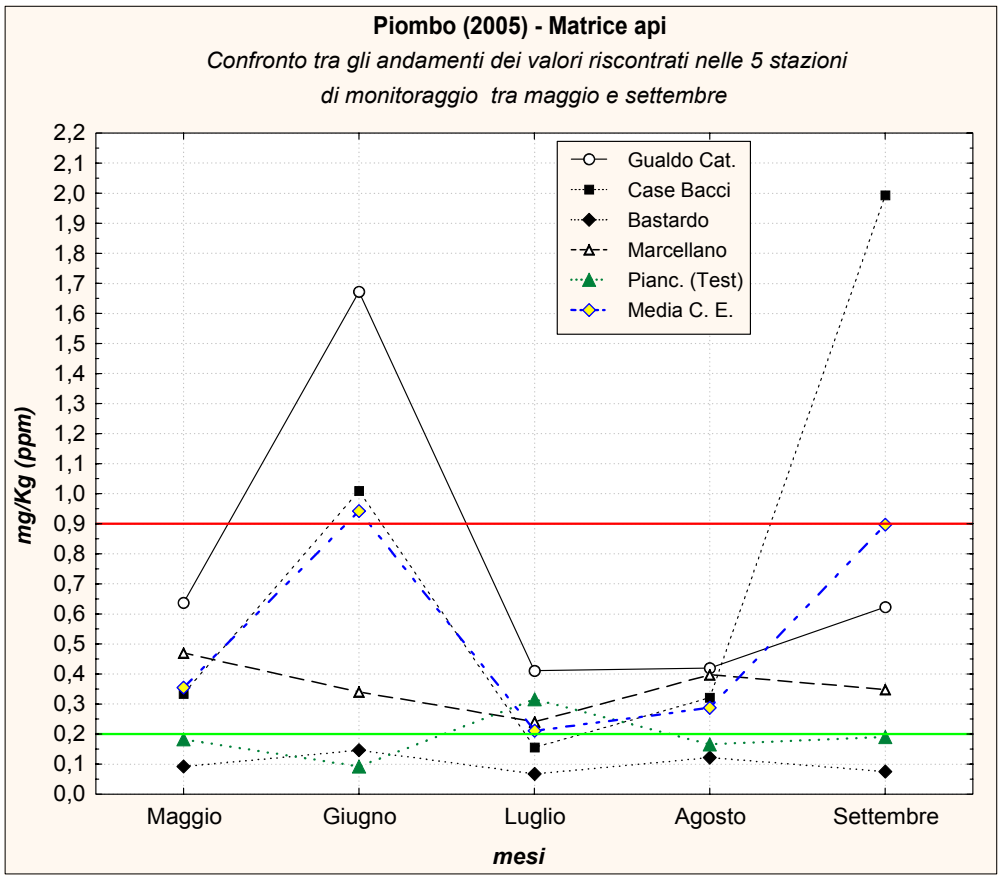

Piombo (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.
mg/Kg (ppm)
2,2
2,1
2,0
1,9
1,8
1,7
1,6
1,5
1,4
1,3
1,2
1,1
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 53

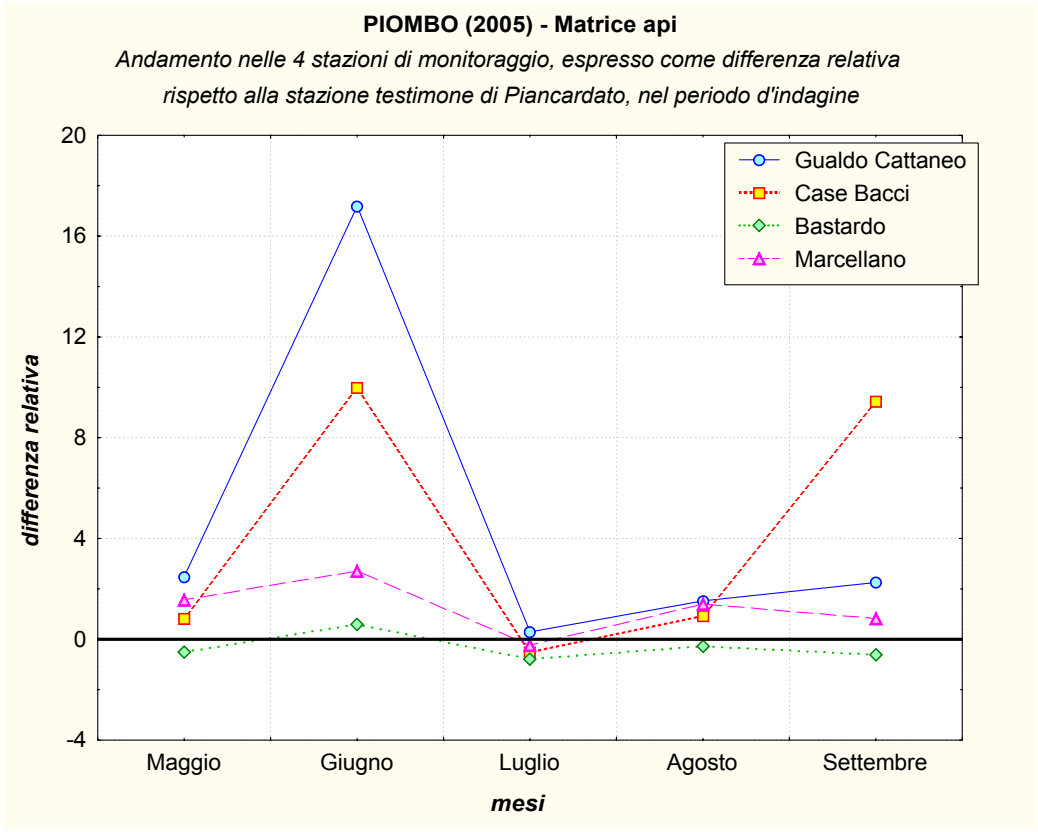

PIOMBO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
differenza relativa
20
16
12
8
4
0
-4
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 54

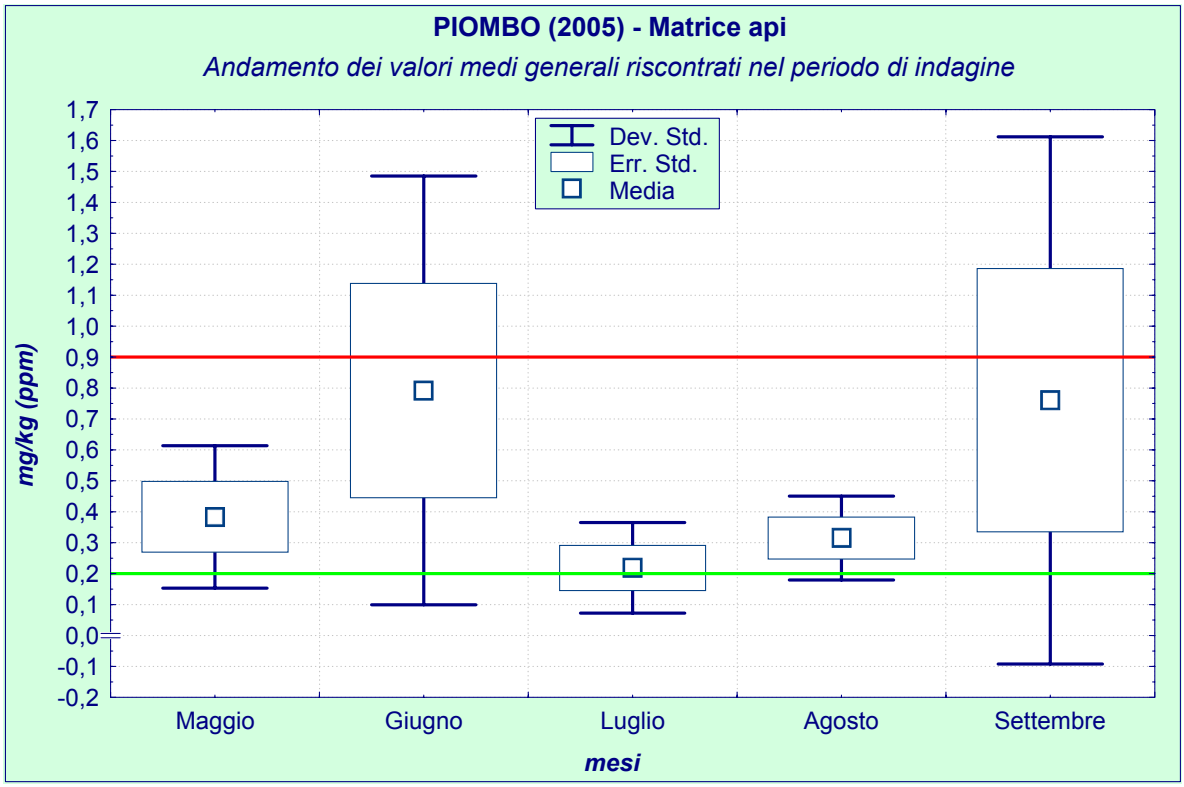

PIOMBO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
1,7
1,6
1,5
1,4
1,3
1,2
1,1
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
-0,1
-0,2
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 55

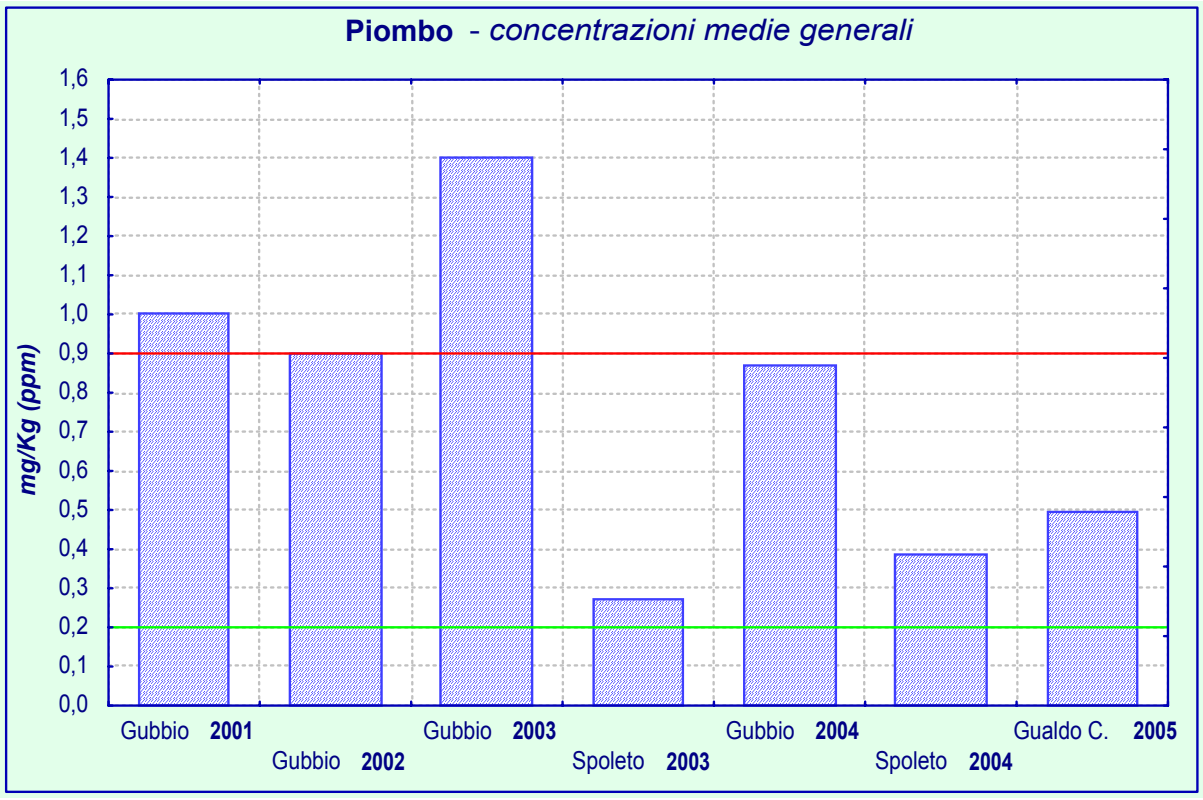

Piombo - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
1,6
1,5
1,4
1,3
1,2
1,1
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
Gubbio 2001
Gubbio 2002
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 56

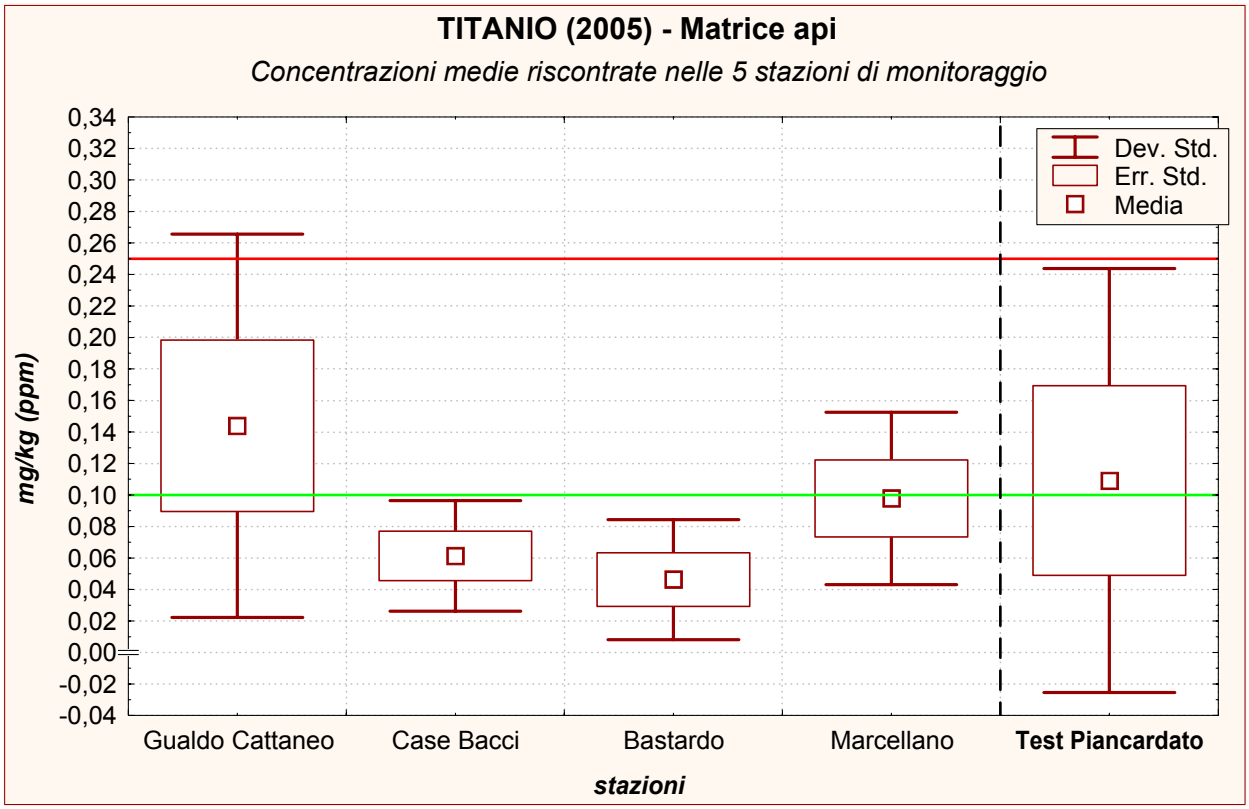

TITANIO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
mg/kg (ppm)
0,34
0,32
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
-0,02
-0,04
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 57

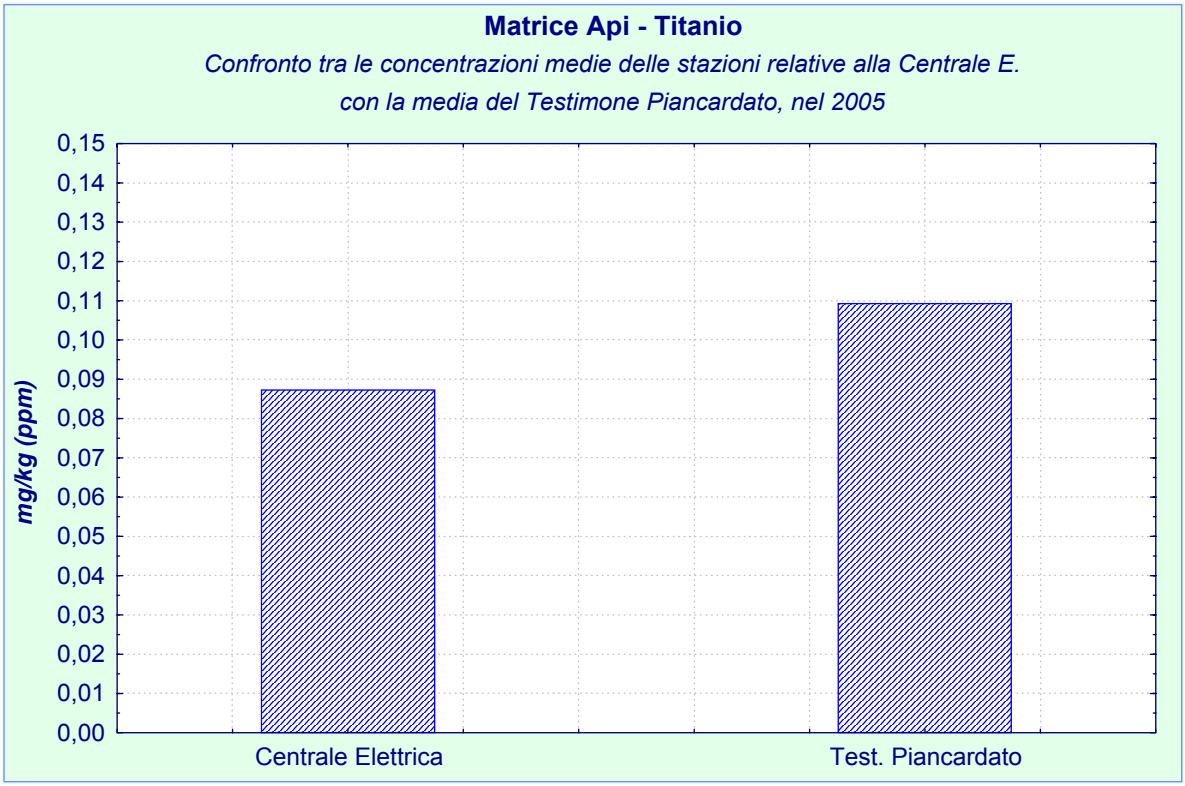

Matrice Api - Titanio
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
0,15
0,14
0,13
0,12
0,11
0,10
0,09
0,08
0,07
0,06
0,05
0,04
0,03
0,02
0,01
0,00
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 58

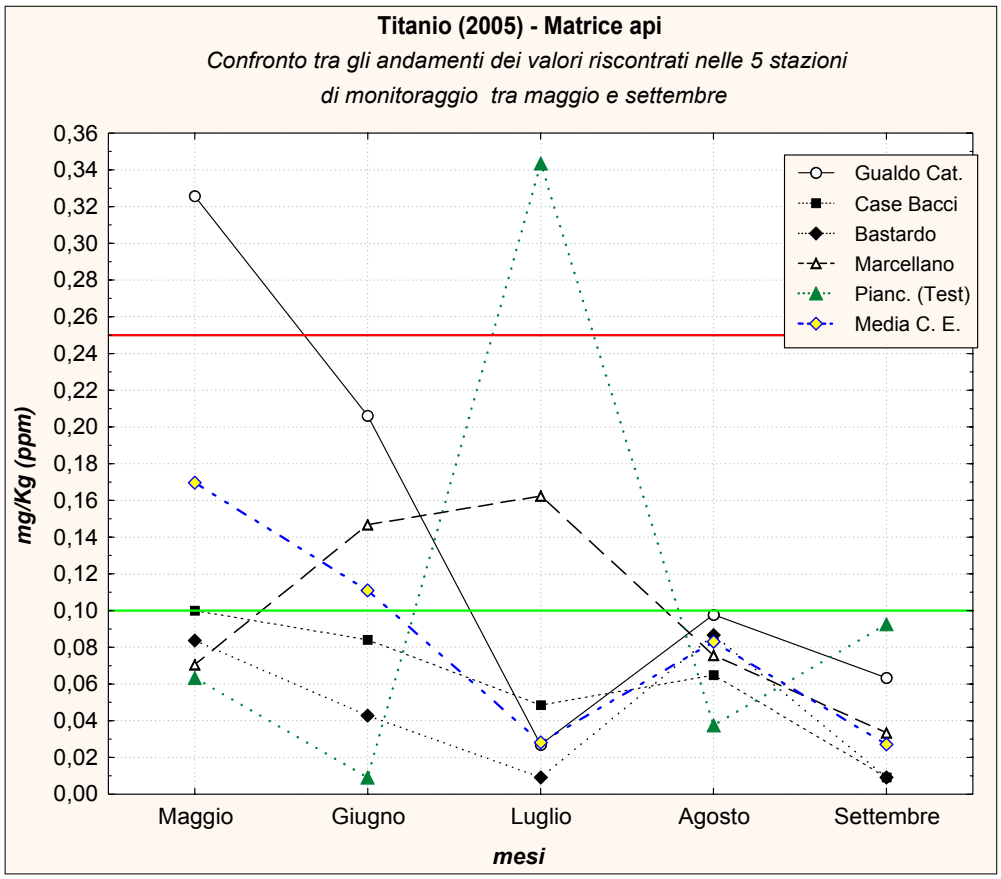

Titanio (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
mg/Kg (ppm)
0,36
0,34
0,32
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.

fig. 59

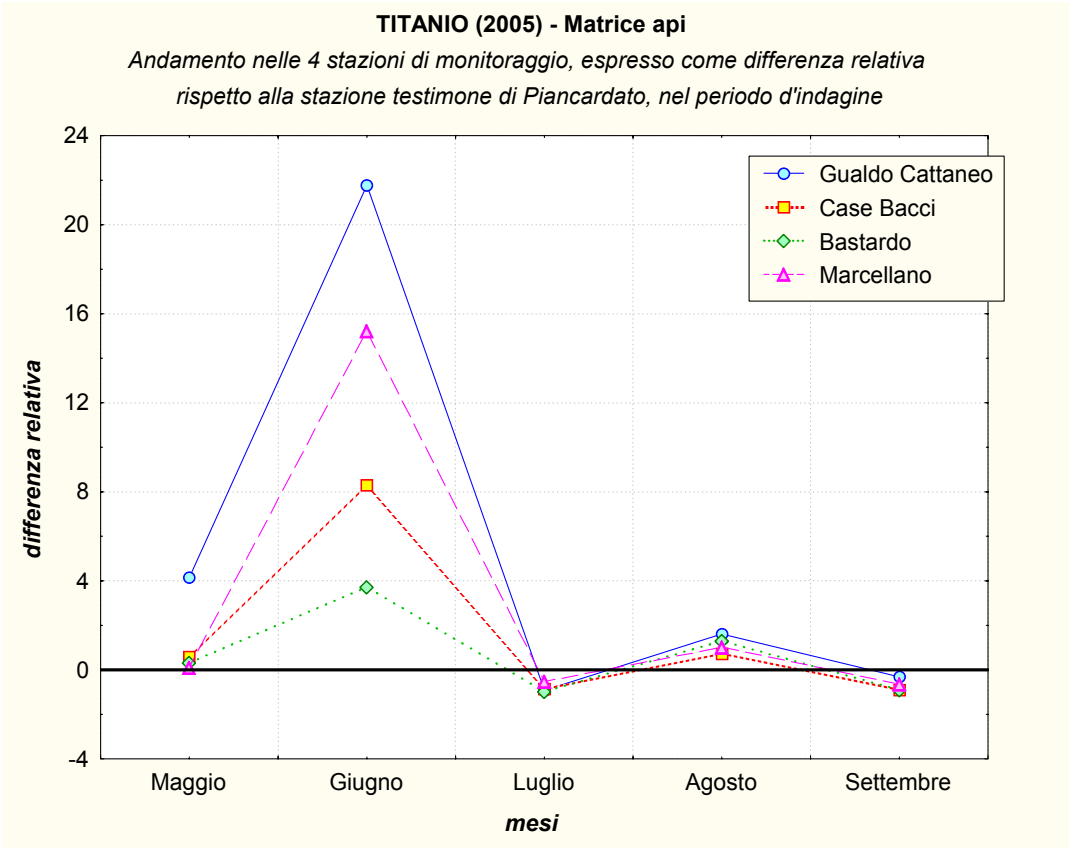

TITANIO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
24
20
16
12
8
4
0
-4
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano

fig. 60

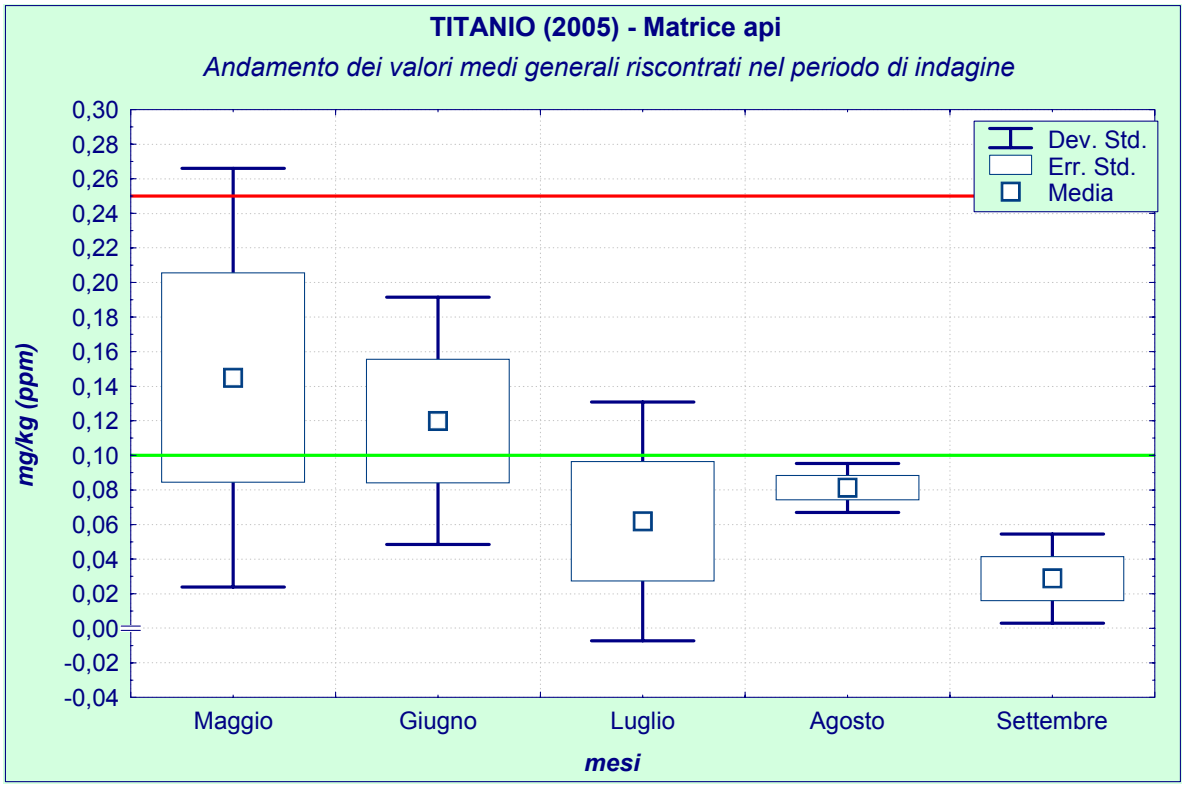

TITANIO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
0,30
0,28
0,26
0,24
0,22
0,20
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
-0,02
-0,04
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 61

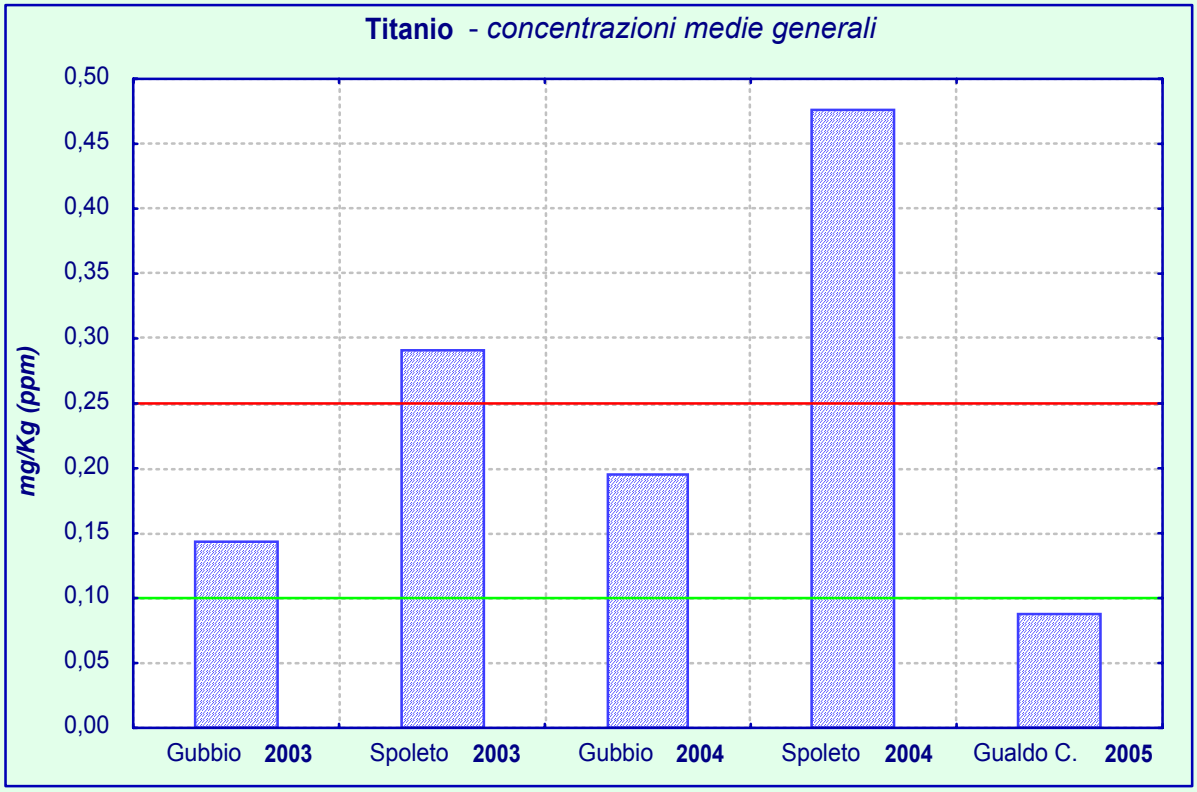

Titanio - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
0,50
0,45
0,40
0,35
0,30
0,25
0,20
0,15
0,10
0,05
0,00
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 62

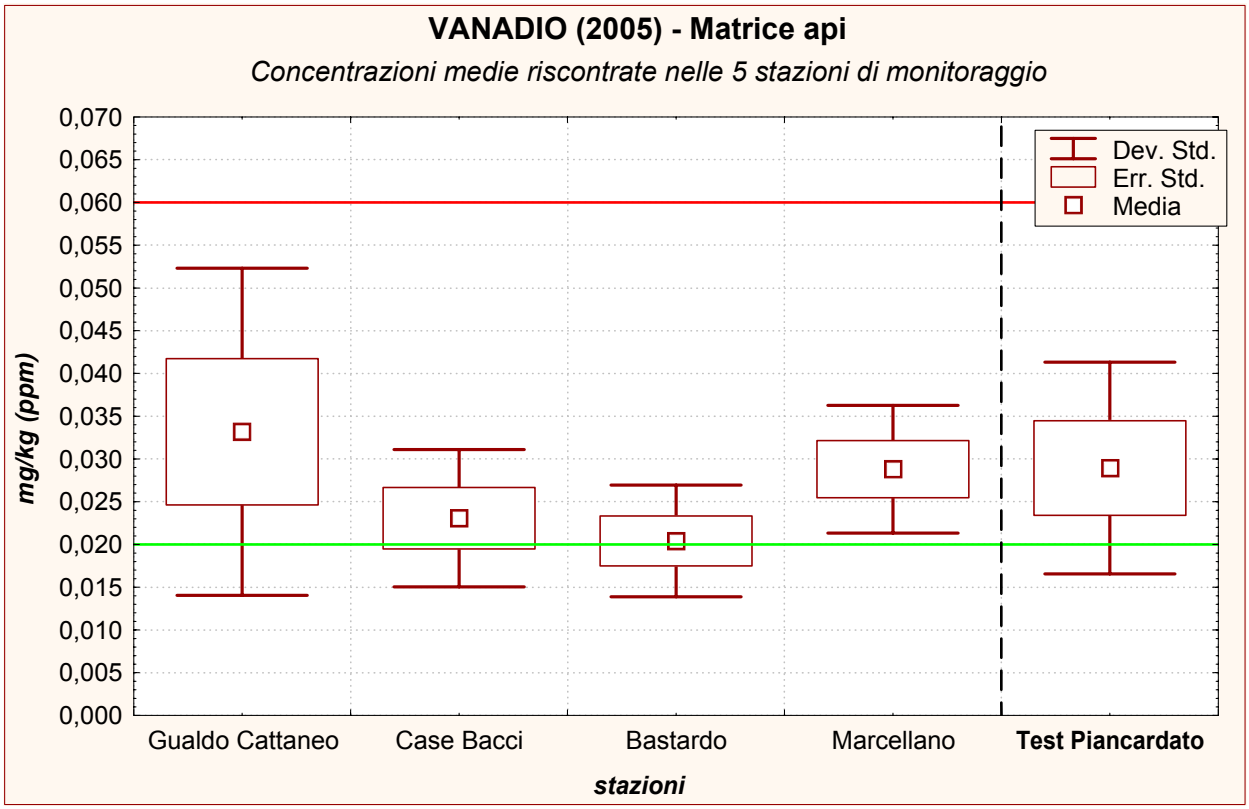

VANADIO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
mg/kg (ppm)
0,070
0,065
0,060
0,055
0,050
0,045
0,040
0,035
0,030
0,025
0,020
0,015
0,010
0,005
0,000
Dev. Std.
Err. Std.
Media
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 63

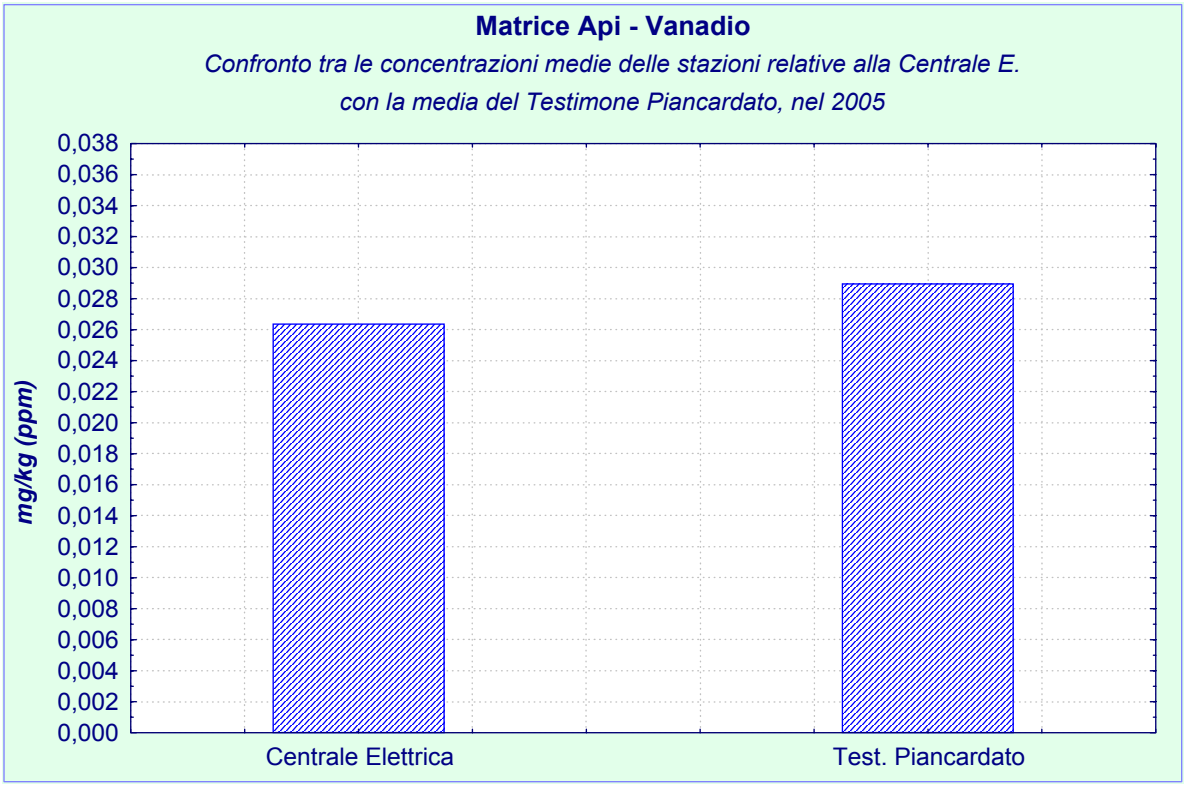

Matrice Api - Vanadio
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
0,038
0,036
0,034
0,032
0,030
0,028
0,026
0,024
0,022
0,020
0,018
0,016
0,014
0,012
0,010
0,008
0,006
0,004
0,002
0,000
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 64

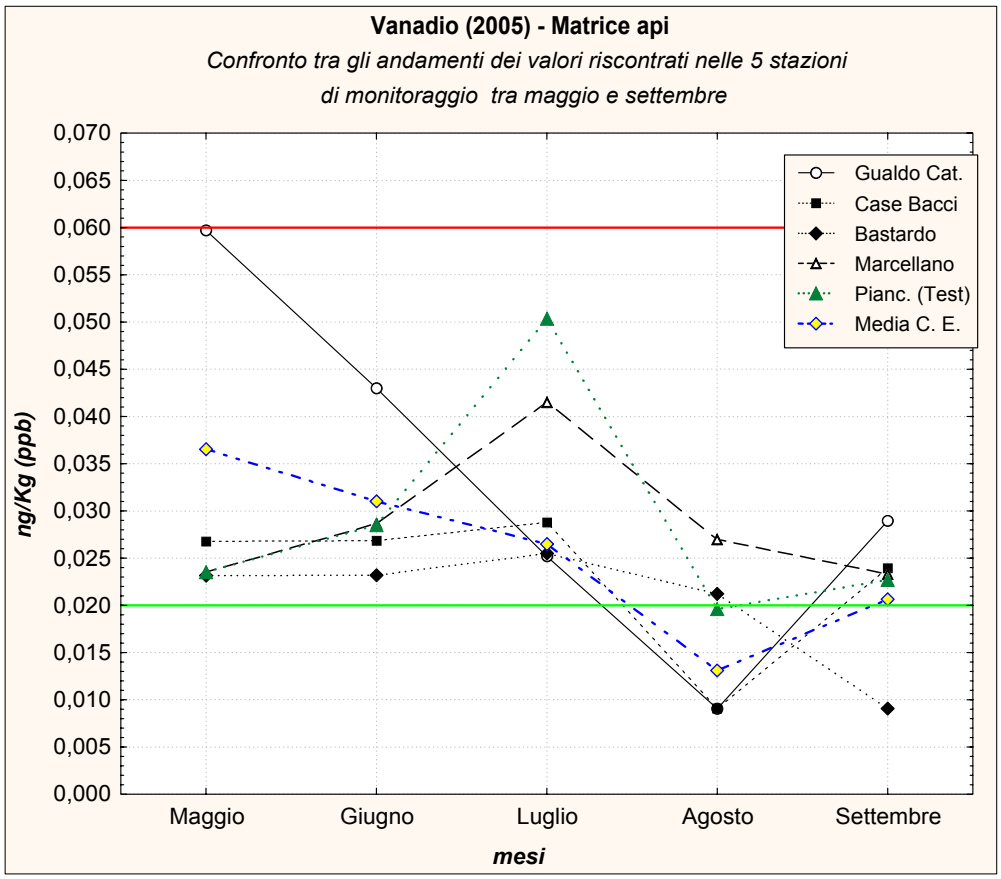

Vanadio (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
ng/Kg (ppb)
0,070
0,065
0,060
0,055
0,050
0,045
0,040
0,035
0,030
0,025
0,020
0,015
0,010
0,005
0,000
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.

fig. 65

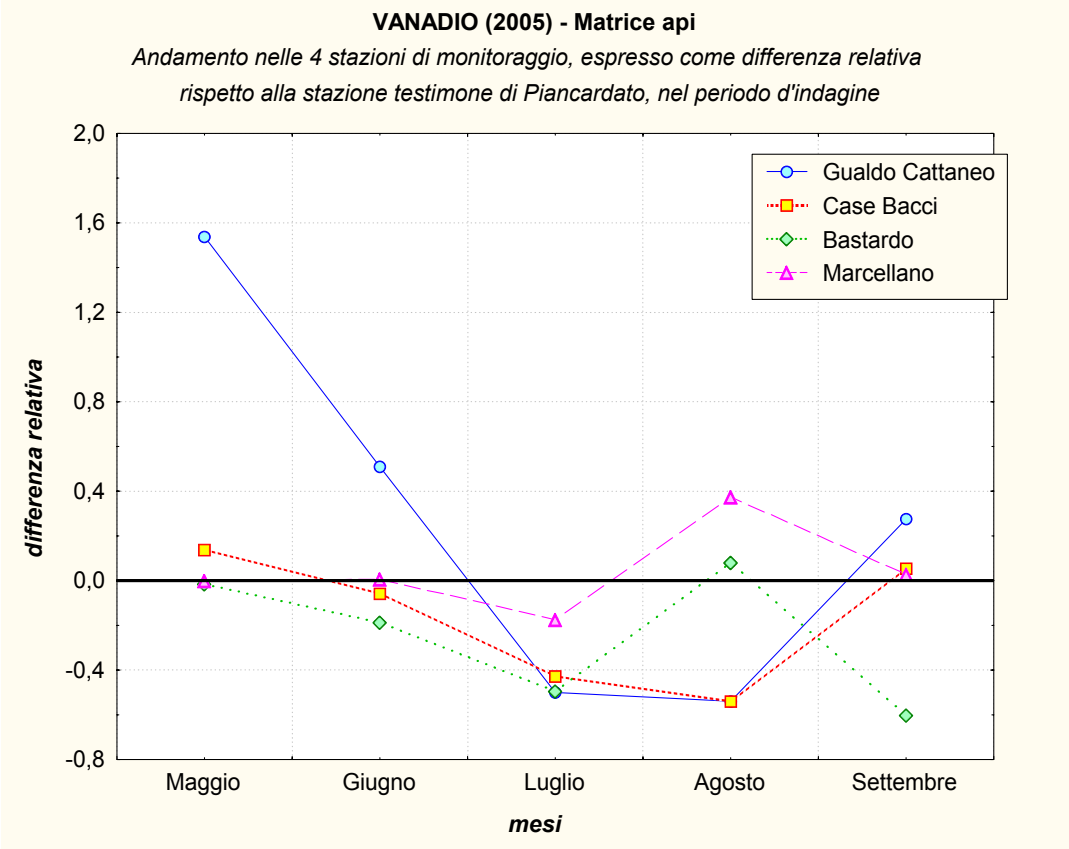

VANADIO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
2,0
1,6
1,2
0,8
0,4
0,0
-0,4
-0,8
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano

fig. 66

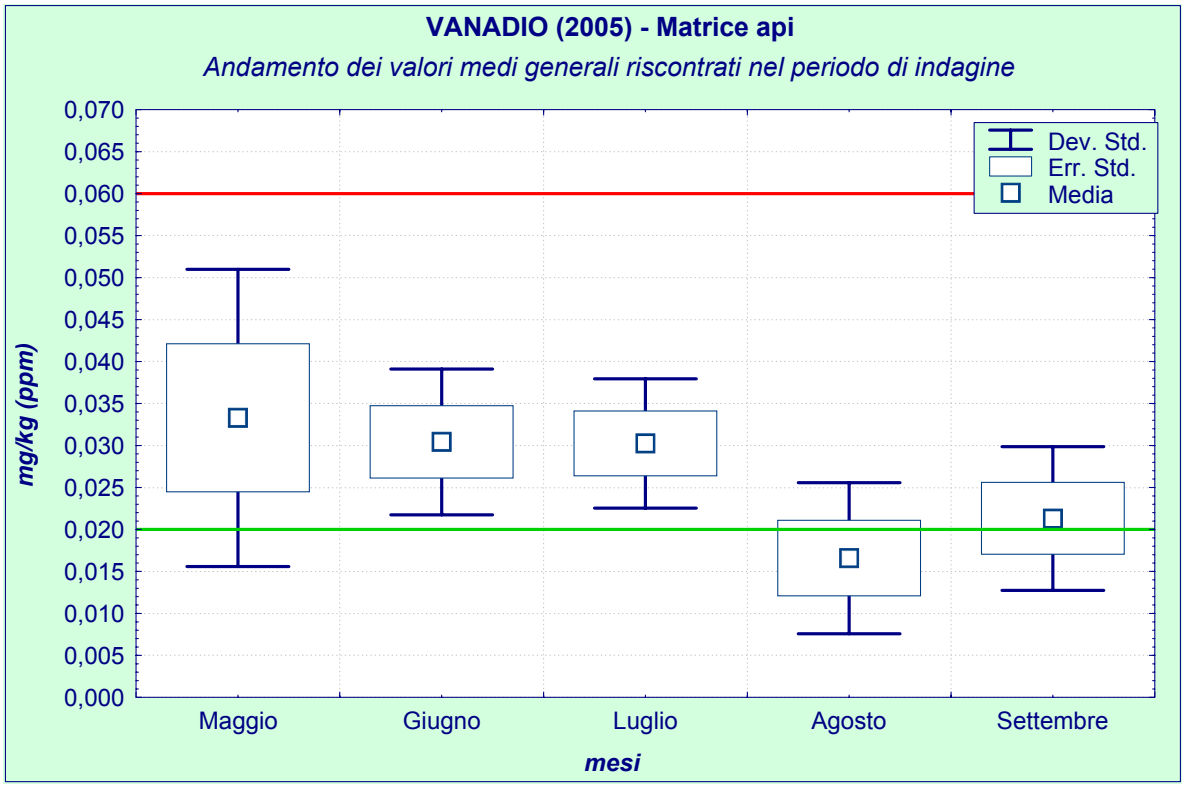

VANADIO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
0,070
0,065
0,060
0,055
0,050
0,045
0,040
0,035
0,030
0,025
0,020
0,015
0,010
0,005
0,000
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 67

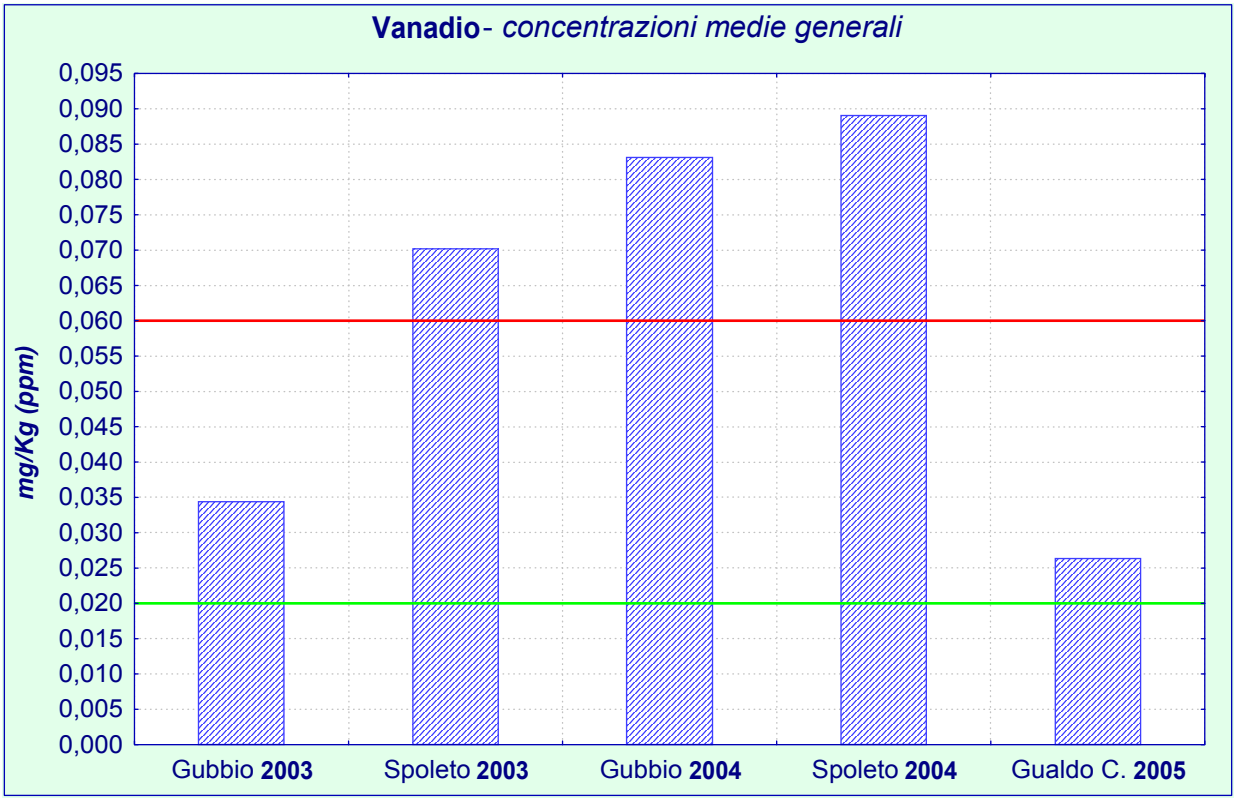

Vanadio- concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
0,095
0,090
0,085
0,080
0,075
0,070
0,065
0,060
0,055
0,050
0,045
0,040
0,035
0,030
0,025
0,020
0,015
0,010
0,005
0,000
Gubbio 2003
Spoleto 2003
Gubbio 2004
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 68

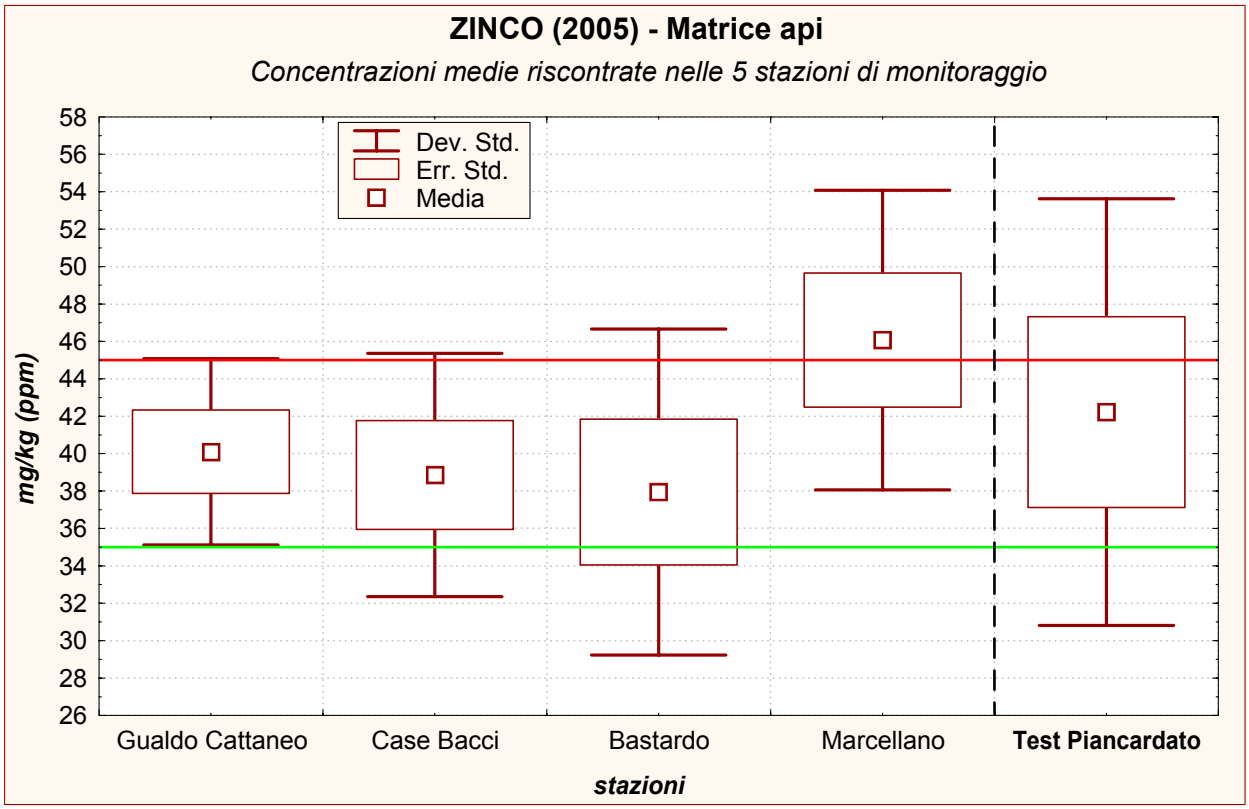

ZINCO (2005) - Matrice api
Concentrazioni medie riscontrate nelle 5 stazioni di monitoraggio
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
58
56
54
52
50
48
46
44
42
40
38
36
34
32
30
28
26
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Test Piancardato
stazioni

fig. 69

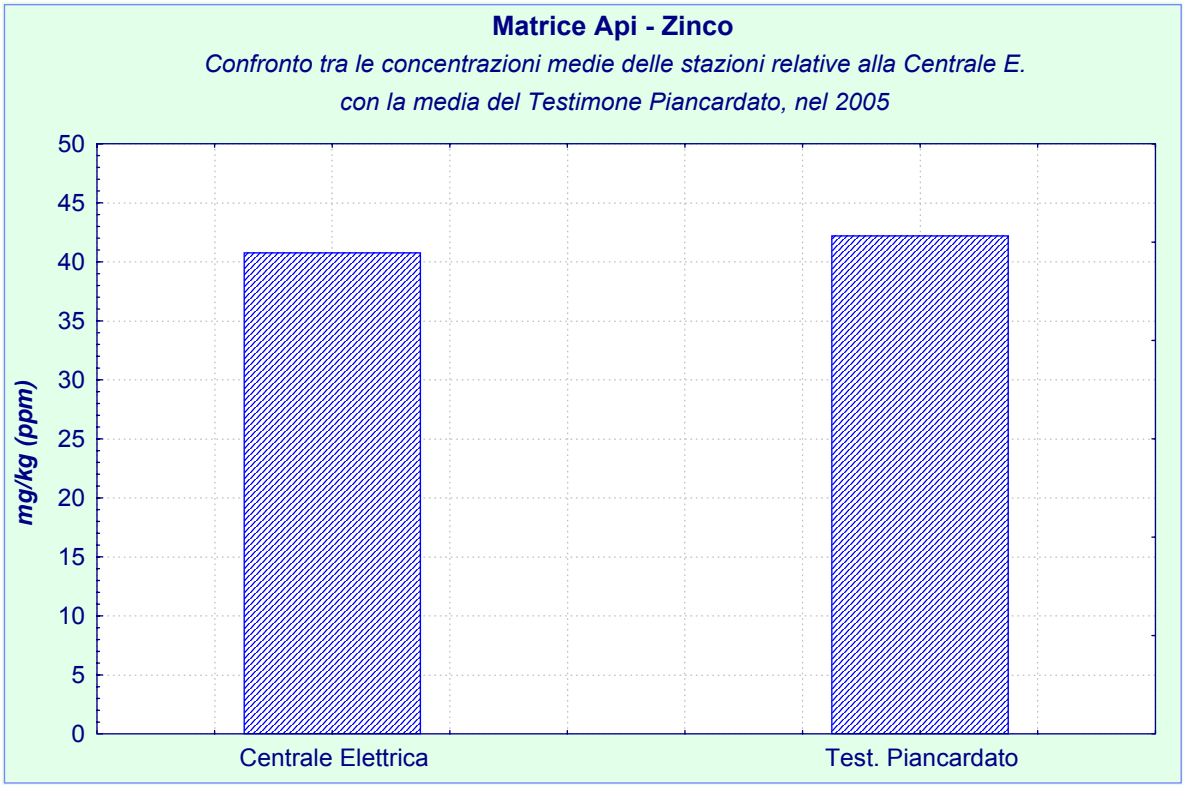

Matrice Api - Zinco
Confronto tra le concentrazioni medie delle stazioni relative alla Centrale E.
con la media del Testimone Piancardato, nel 2005
mg/kg (ppm)
50
45
40
35
30
25
20
15
10
5
0
Centrale Elettrica
Test. Piancardato

fig. 70

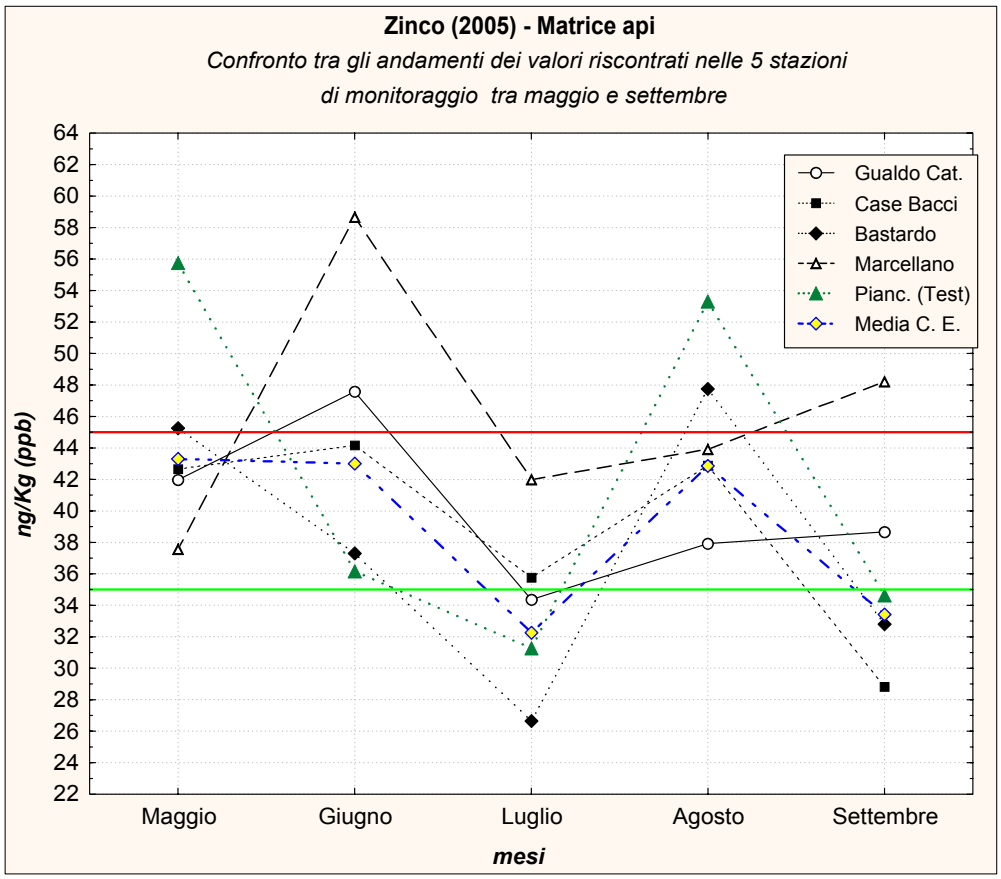

Zinco (2005) - Matrice api
Confronto tra gli andamenti dei valori riscontrati nelle 5 stazioni
di monitoraggio tra maggio e settembre
ng/Kg (ppb)
64
62
60
58
56
54
52
50
48
46
44
42
40
38
36
34
32
30
28
26
24
22
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cat.
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Pianc. (Test)
Media C. E.

fig. 71

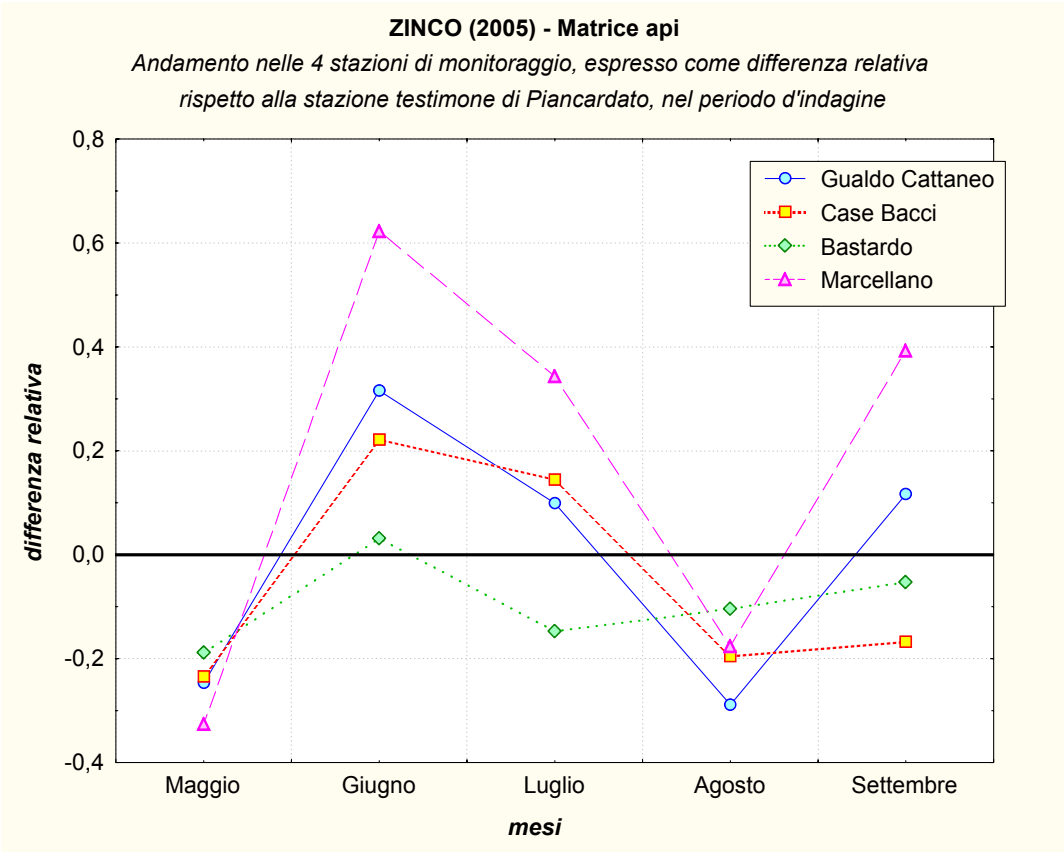

ZINCO (2005) - Matrice api
Andamento nelle 4 stazioni di monitoraggio, espresso come differenza relativa
rispetto alla stazione testimone di Piancardato, nel periodo d'indagine
differenza relativa
0,8
0,6
0,4
0,2
0,0
-0,2
-0,4
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano

fig. 72

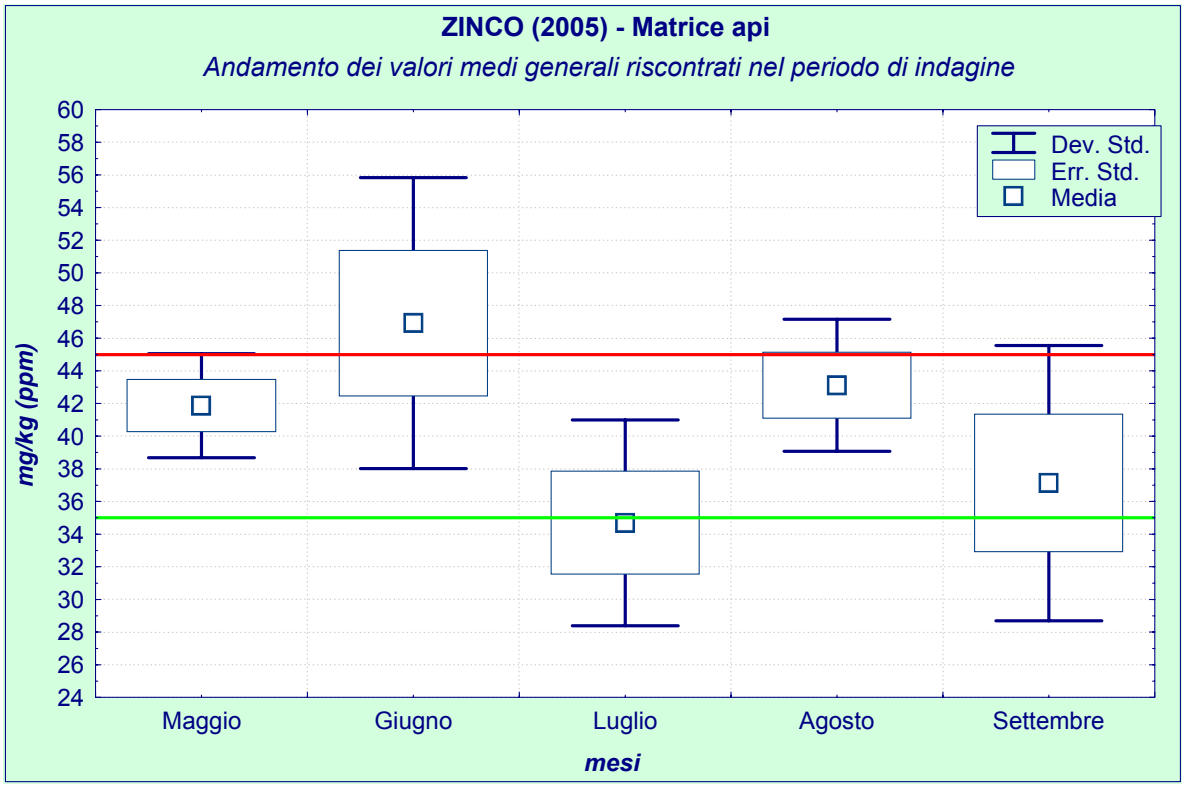

ZINCO (2005) - Matrice api
Andamento dei valori medi generali riscontrati nel periodo di indagine
Dev. Std.
Err. Std.
Media
mg/kg (ppm)
60
58
56
54
52
50
48
46
44
42
40
38
36
34
32
30
28
26
24
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
mesi

fig. 73

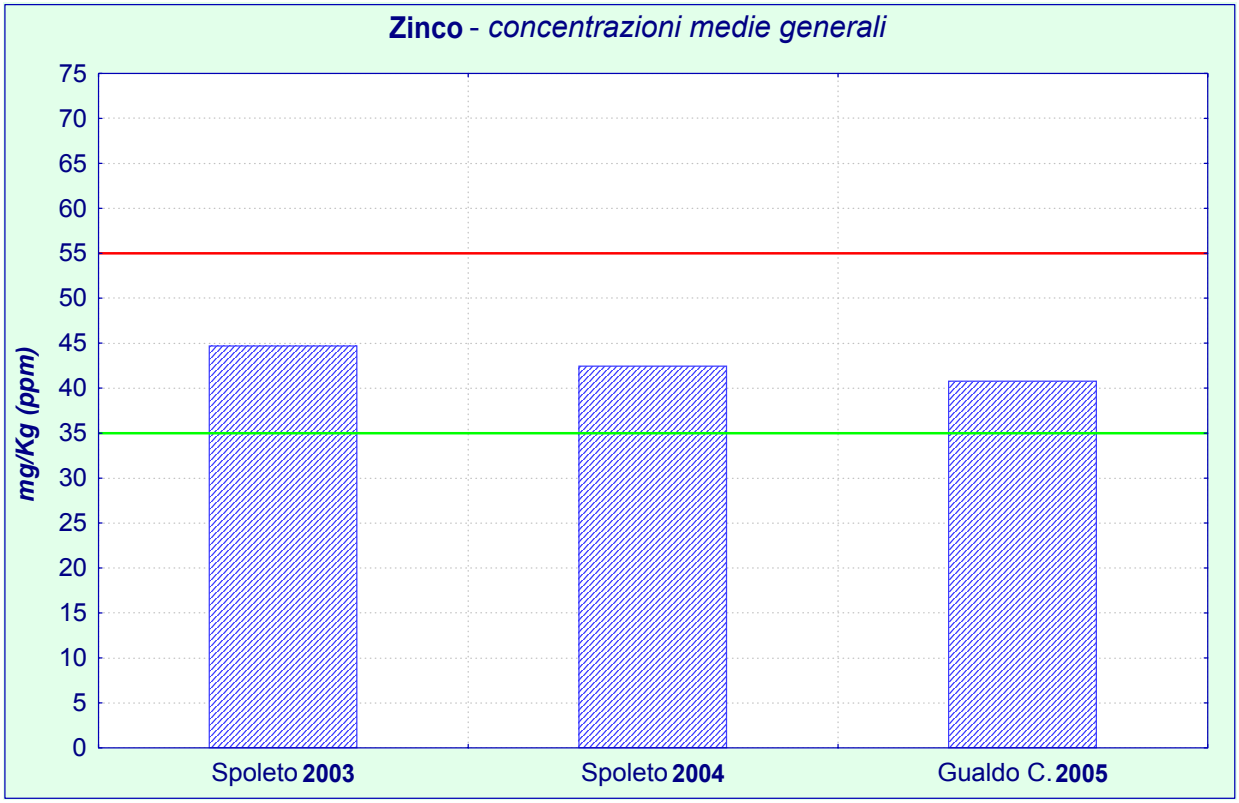

Zinco - concentrazioni medie generali
mg/Kg (ppm)
75
70
65
60
55
50
45
40
35
30
25
20
15
10
5
0
Spoleto 2003
Spoleto 2004
Gualdo C. 2005

fig. 74

Matrice Api - (2005) - FATTORE di ARRICCHIMENTO
nelle stazioni circostanti la Centrale elettrica
Fattore di arricchimento
1000
100
10
1
Gualdo Cattaneo
Case Bacci
Bastardo
Marcellano
Stazioni di monitoraggio
Piombo
Arsenico
Berillio
Cadmio
Cromo
Rame
Mercurio
Nichel
Titanio
Vanadio
Zinco

fig. 75

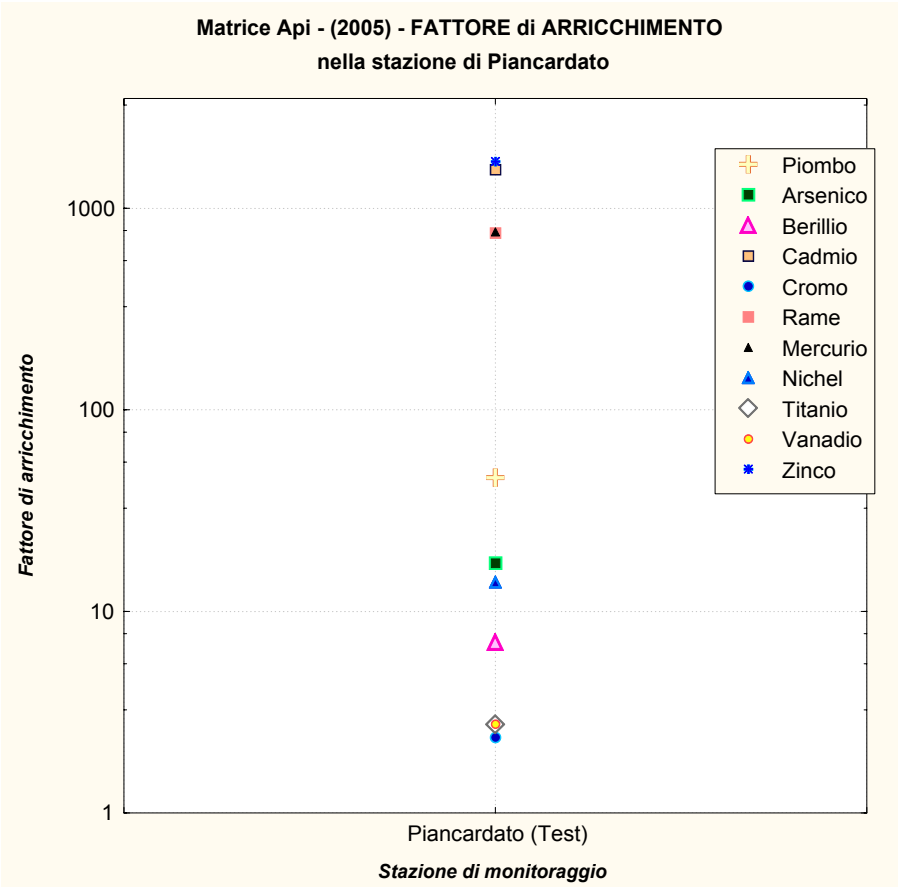

Matrice Api - (2005) - FATTORE di ARRICCHIMENTO
nella stazione di Piancardato
Fattore di arricchimento
1000
100
10
1
Piancardato (Test)
Stazione di monitoraggio
Piombo
Arsenico
Berillio
Cadmio
Cromo
Rame
Mercurio
Nichel
Titanio
Vanadio
Zinco

fig. 76

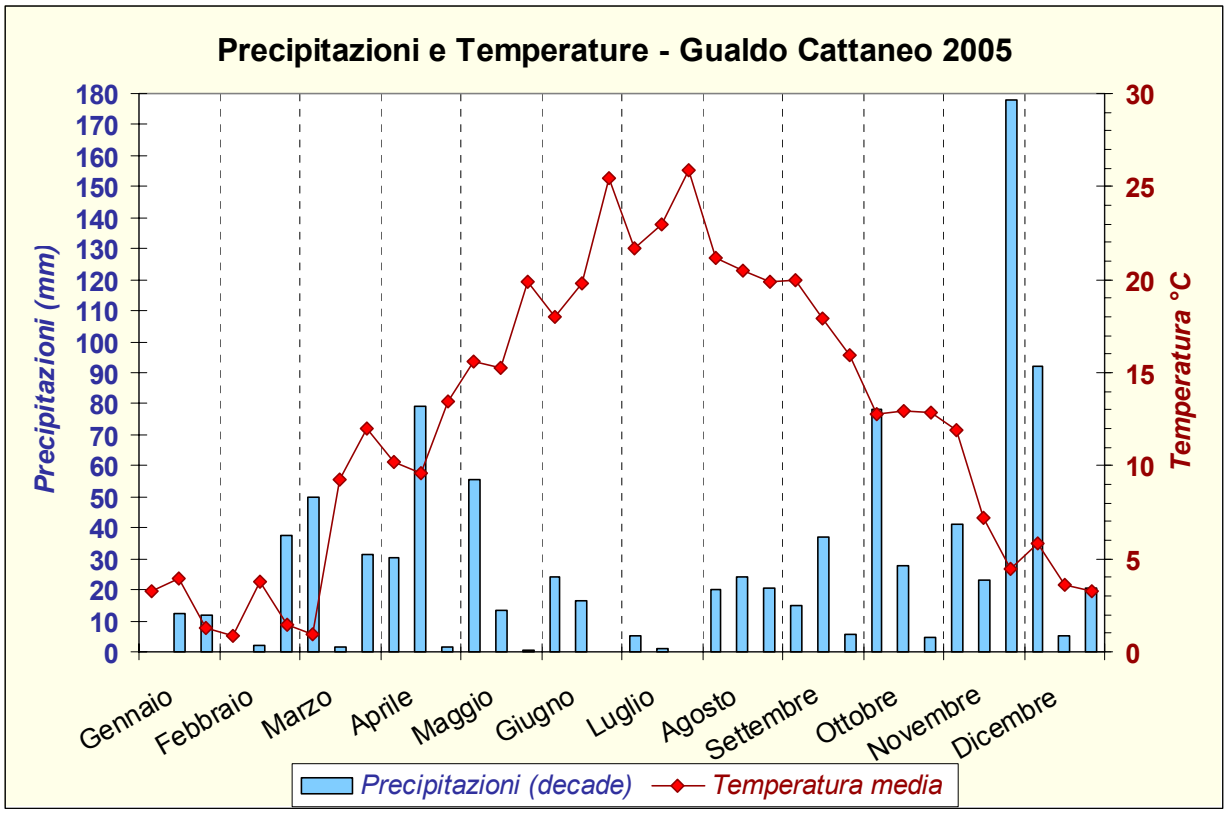

Precipitazioni e Temperature - Gualdo Cattaneo 2005
Precipitazioni (mm)
Temperatura °C
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
110
120
130
140
150
160
170
180
0
5
10
15
20
25
30
Gennaio
Febbraio
Marzo
Aprile
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
Ottobre
Novembre
Dicembre
Precipitazioni (decade)
Temperatura media

fig. 77

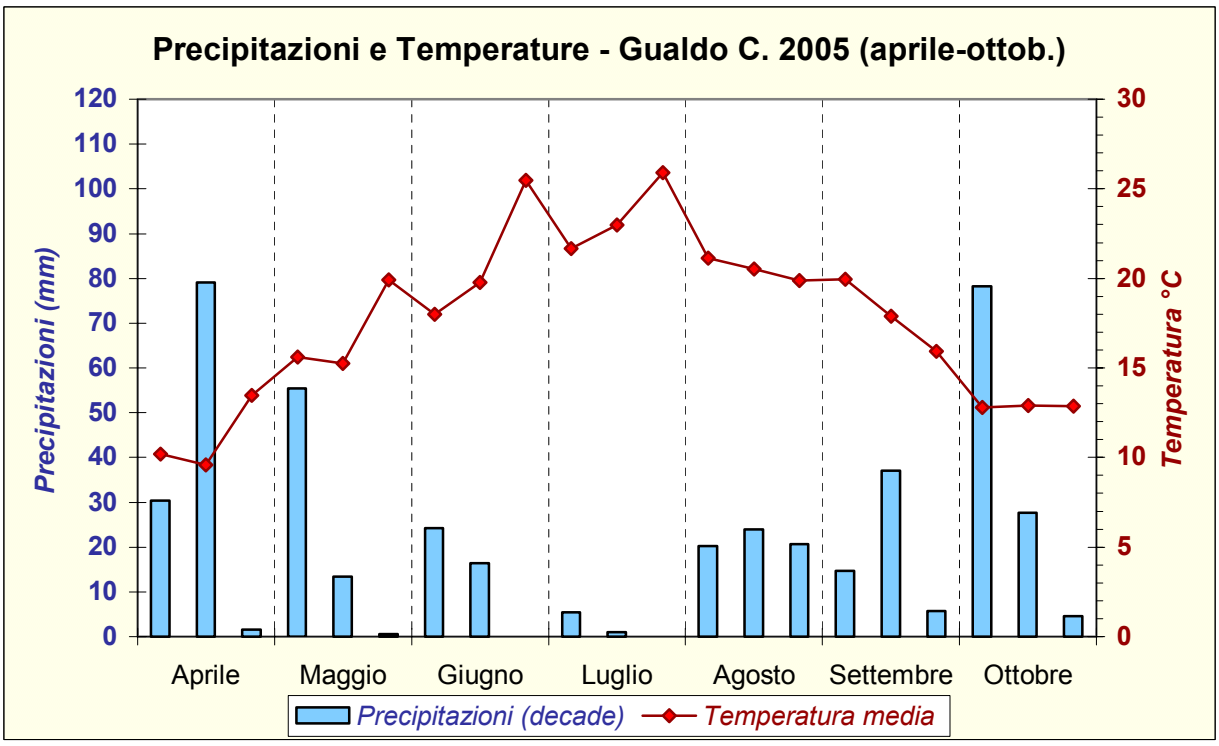

Precipitazioni e Temperature - Gualdo C. 2005 (aprile-ottob.)
Precipitazioni (mm)
Temperatura °C
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
110
120
0
5
10
15
20
25
30
Aprile
Maggio
Giugno
Luglio
Agosto
Settembre
Ottobre
Precipitazioni (decade)
Temperatura media

fig. 78

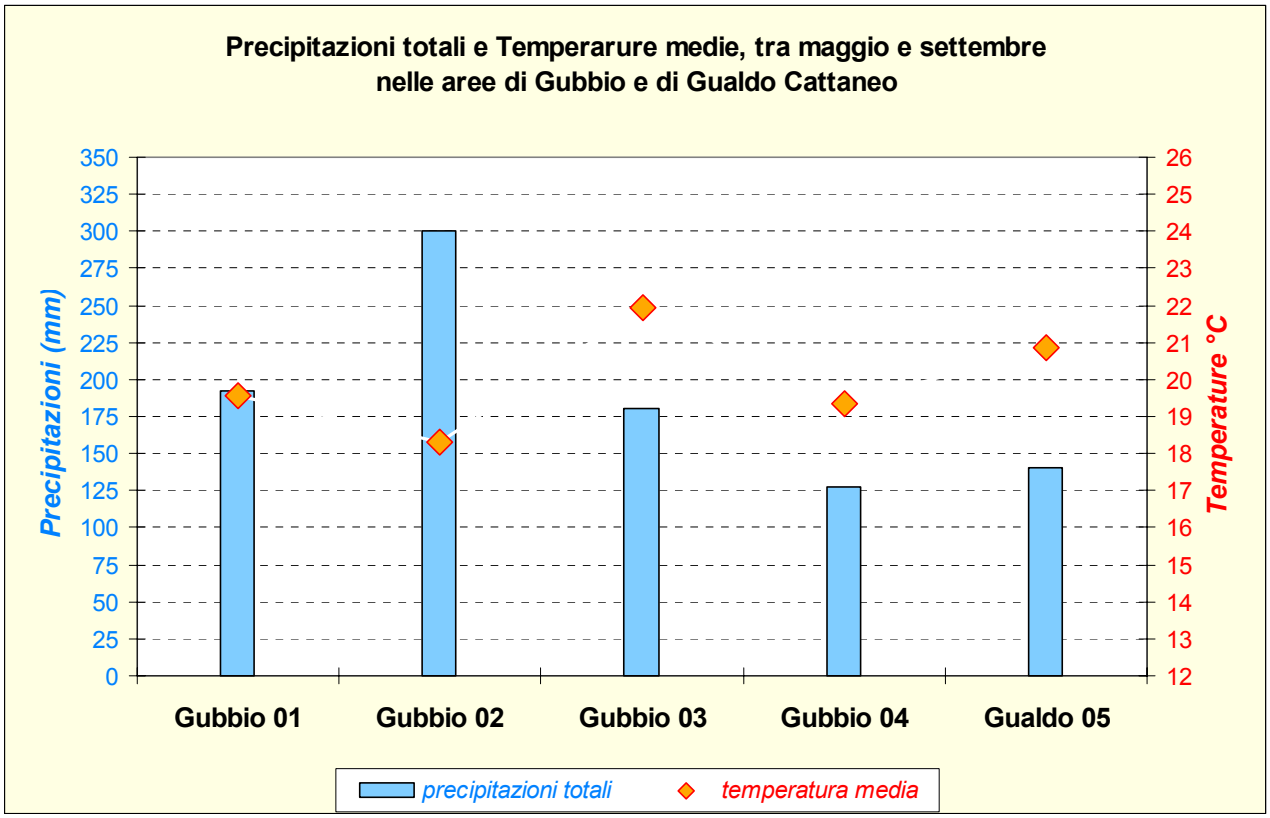

Precipitazioni totali e Temperarure medie, tra maggio e settembre
nelle aree di Gubbio e di Gualdo Cattaneo
Precipitazioni (mm)
Temperature °C
350
325
300
275
250
225
200
175
150
125
100
75
50
25
0
26
25
24
23
22
21
20
19
18
17
16
15
14
13
12
Gubbio 01
Gubbio 02
Gubbio 03
Gubbio 04
Gualdo 05
precipitazioni totali
temperatura media

fig. 79

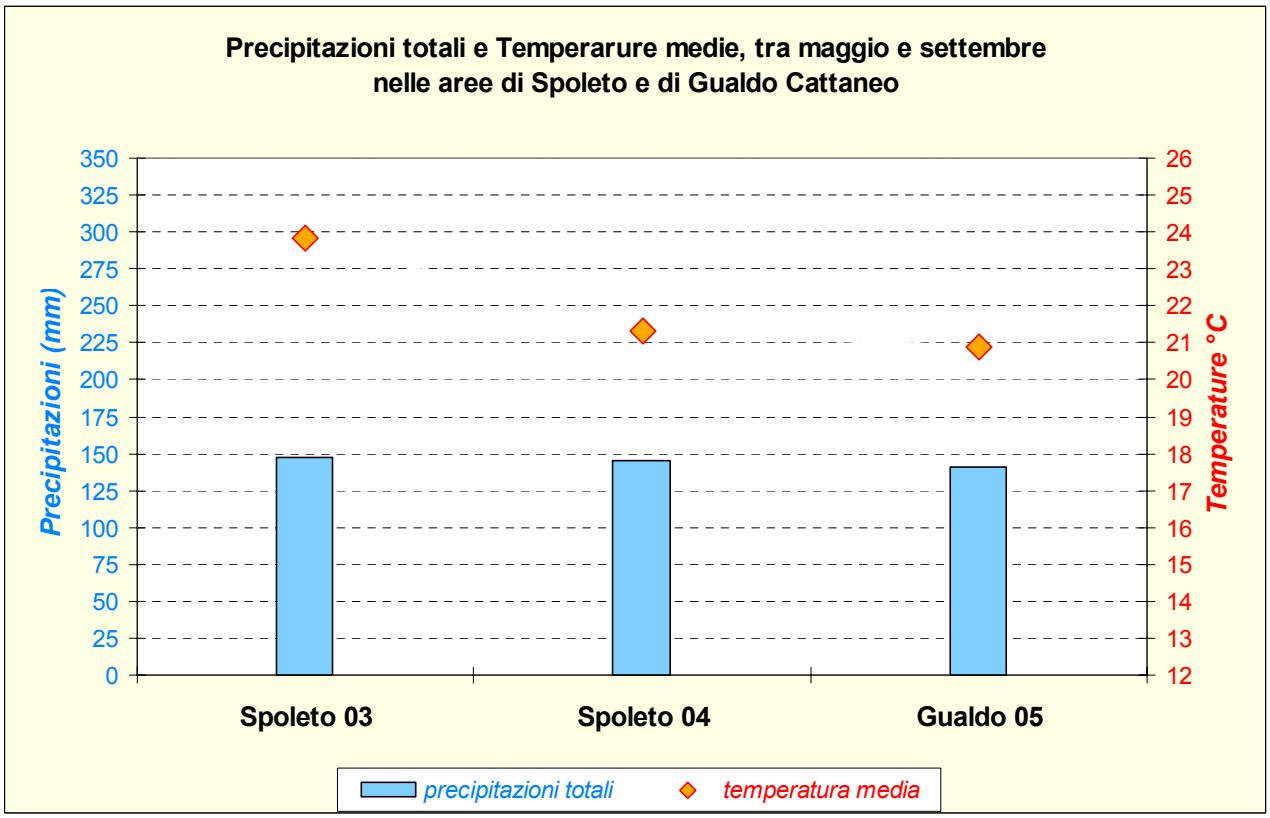

Precipitazioni totali e Temperarure medie, tra maggio e settembre
nelle aree di Spoleto e di Gualdo Cattaneo
Precipitazioni (mm)
Temperature °C
350
325
300
275
250
225
200
175
150
125
100
75
50
25
0
26
25
24
23
22
21
20
19
18
17
16
15
14
13
12
Spoleto 03
Spoleto 04
Gualdo 05
precipitazioni totali
temperatura media

fig. 80

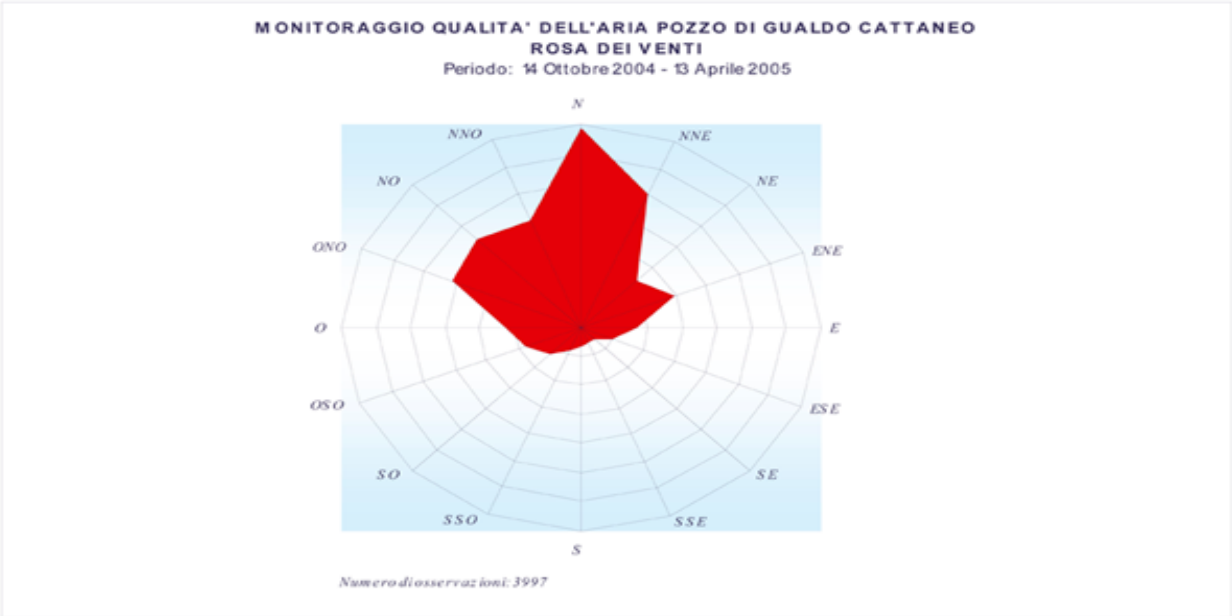

MONITORAGGIO QUALITA' DELL'ARIA POZZO DI GUALDO CATTANEO
ROSA DEI VENTI
Periodo: 14 Ottobre 2004 - 13 Aprile 2005
N
NNE
NE
ENE
E
ESE
SE
SSE
S
SSO
SO
OSO
O
ONO
NO
NNO
Numero di osservazioni: 3997

fig. 81

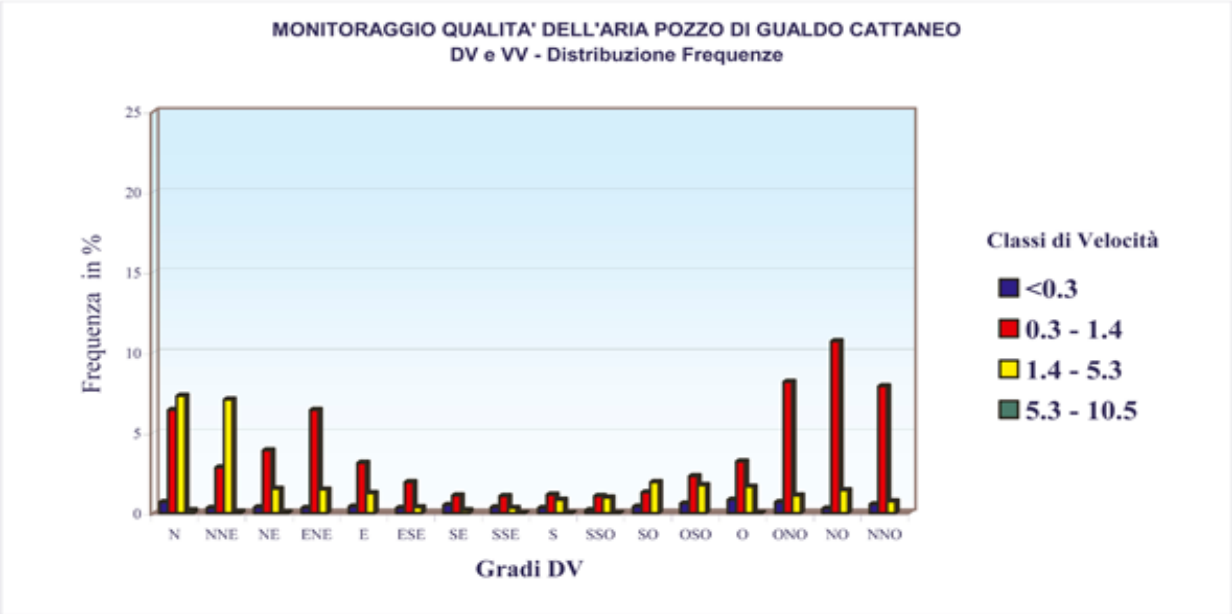

MONITORAGGIO QUALITA' DELL'ARIA POZZO DI GUALDO CATTANEO
DV e VV - Distribuzione Frequenze
Frequenza in %
25
20
15
10
5
0
N
NNE
NE
ENE
E
ESE
SE
SSE
S
SSO
SO
OSO
O
ONO
NO
NNO
Gradi DV
Classi di Velocità
<0.3
0.3 - 1.4
1.4 - 5.3
5.3 - 10.5

fig. 82

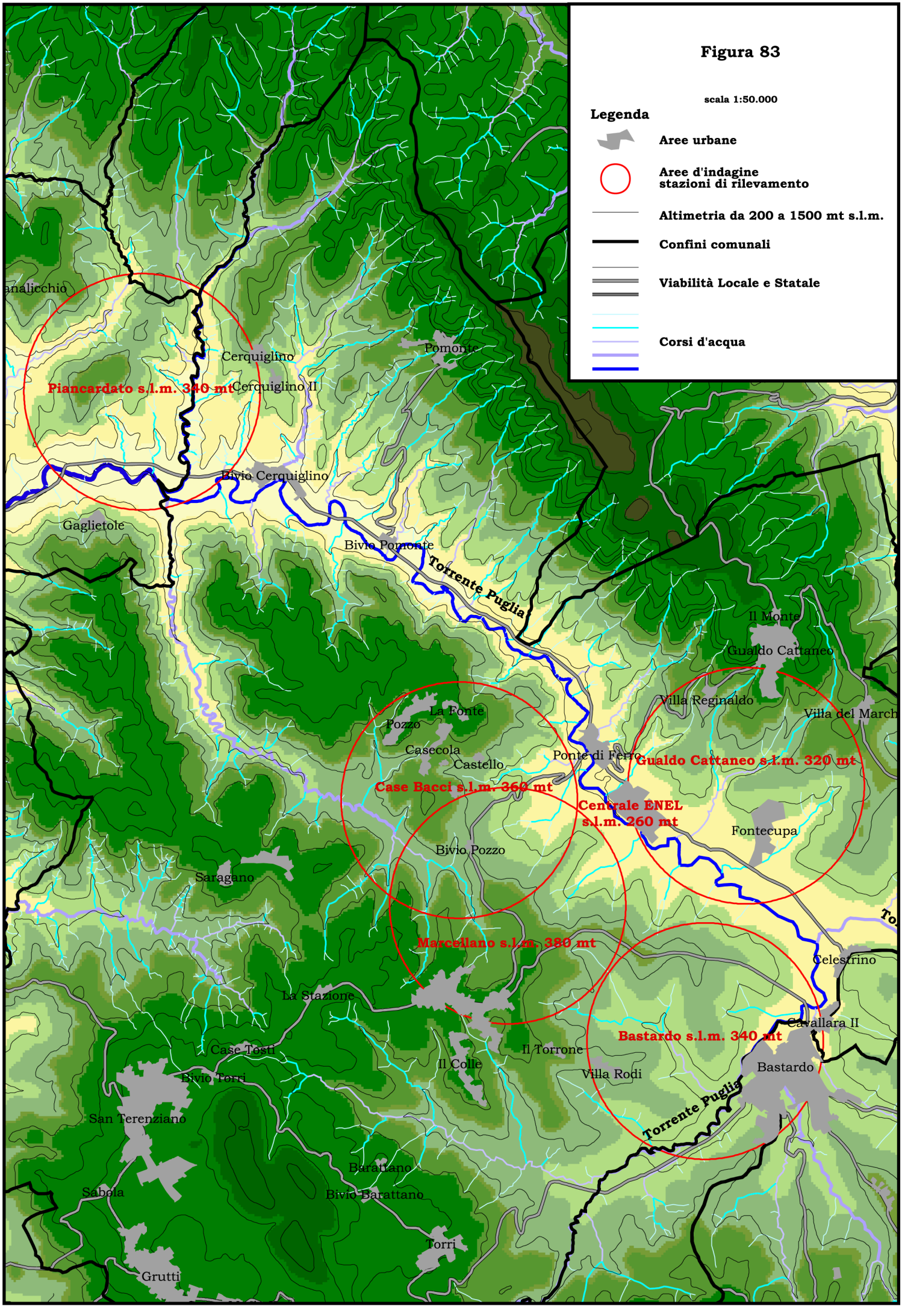


Figura 83
scala 1:50.000
Legenda
Aree urbane
Aree d'indagine
stazioni di rilevamento
Altimetria da 200 a 1500 mt s.l.m.
Confini comunali
Viabilità Locale e Statale
Corsi d'acqua
Piancardato s.l.m. 340 mt
Case Bacci s.l.m. 360 mt
Centrale ENEL
s.l.m. 260 mt
Gualdo Cattaneo s.l.m. 320 mt
Marcellano s.l.m. 380 mt
Bastardo s.l.m. 340 mt
Cerquiglino
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Torrente Puglia
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
La Stazione
Celestrino
Cavallara II
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri
Grutti

Tabelle

Valori di riferimento relativi al territorio di Gubbio, di Spoleto e Gualdo Cattaneo tra il 2001 ed il 2005, espressi in *mg/kg*														
Valori di riferimento:	Alluminio (Al)	Arsenico (As)	Cadmio (Cd)	Cromo (Cr)	Rame (Cu)	Ferro (Fe)	Mercurio (Hg)	Nichel (Ni)	Piombo (Pb)	Berillio (Be)	Zinco (Zn)	Titanio (Ti)	Vanadio (V)	Benzo[a] pirene
alto	**9,50**	**0,060**	**0,095**	**0,085**	**8,00**	**55**	**0,010**	**0,250**	**0,90**	**0,0020**	**45**	**0,250**	**0,060**	**0,00070**
medio	**6,50**	**0,020**	**0,065**	**0,050**	**6,50**	**45**	**0,007**	**0,150**	**0,40**	**-**	**40**	**0,150**	**0,040**	**0,00020**
basso	**4,50**	**0,015**	**0,045**	**0,035**	**5,50**	**35**	**0,003**	**0,090**	**0,20**	**0,0001**	**35**	**0,100**	**0,020**	**0,00007**

tab. 3

Fattore di arricchimento calcolato in tutte le stazioni di monitoraggio - Gualdo Cattaneo 2005											
Stazioni	Piombo (Pb)	Arsenico (As)	Berillio (Be)	Cadmio (Cd)	Cromo (Cr)	Rame (Cu)	Mercurio (Hg)	Nichel (Ni)	Titanio (Ti)	Vanadio (V)	Zinco (Zn)
Gualdo Cattaneo	95	8	4	803	8	460	547	12	3	2	1496
Case Bacci	175	19	6	2134	7	188	487	27	2	3	1217
Bastardo	19	36	9	793	4	692	474	15	2	3	1492
Marcellano	115	23	6	1823	6	607	619	21	4	2	1723
Piancardato	46	17	7	1551	2	753	764	14	3	3	1711

tab. 4

Concentrazione dei metalli (mg/kg) rilevate nel terreno, in tutte le stazioni di monitoraggio - Gualdo Cattaneo 2005												
Stazioni	Piombo (Pb)	Arsenico (As)	Berillio (Be)	Cadmio (Cd)	Cromo (Cr)	Rame (Cu)	Mercurio (Hg)	Nichel (Ni)	Alluminio (Al)	Titanio (Ti)	Vanadio (V)	Zinco (Zn)
Gualdo Cattaneo	12,5	5,6	0,84	0,198	29,7	26,3	0,041	38,5	15250	55	29,6	51
Case Bacci	8,6	2,0	0,50	0,087	15,1	47,5	0,041	20,6	7486	48	13,0	46
Bastardo	14,2	2,7	0,60	0,149	22,0	25,1	0,075	26,7	10770	41	19,4	70
Marcellano	7,1	2,6	0,63	0,135	28,9	23,7	0,040	32,5	13470	34	24,2	55
Piancardato	8,3	3,6	0,63	0,103	24,6	26,4	0,033	29,2	12420	53	22,7	62

tab. 5

Alluminio (Al) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	16,8	19,4	3,5	9,9	6,1	11,1	6,8
Case Bacci	6,5	9,4	4,6	5,7	2,6	5,7	2,5
Bastardo	5,7	4,7	2,2	6,7	2,4	4,4	2,0
Marcellano	4,3	18,5	17,1	7,1	3,3	10,0	7,2
Piancardato	5,5	2,9	18,4	4,4	5,5	7,3	6,3
Media mese	8,32	12,97	6,84	7,37	3,60	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	5,71	7,15	6,89	1,79	1,69	**7,82**	**5,60**

Arsenico (As) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,0181	0,0181	0,0181	0,0181	0,0362	0,0217	0,0081
Case Bacci	0,0181	0,0181	0,0181	0,0181	0,0362	0,0217	0,0081
Bastardo	0,0181	0,0470	0,0181	0,0615	0,0362	0,0362	0,0188
Marcellano	0,0181	0,0181	0,0181	0,0362	0,0362	0,0253	0,0099
Piancardato	0,0181	0,0181	0,0181	0,0362	0,0362	0,0253	0,0099
Media mese	0,0181	0,0253	0,0181	0,0335	0,0362	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,0000	0,0145	0,0000	0,0205	0,0000	**0,0262**	**0,0126**

Berillio (Be) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0000
Case Bacci	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0000
Bastardo	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0000
Marcellano	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0000
Piancardato	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0000
Media mese	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	**0,0018**	**0,0000**

Cadmio (Cd) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,317	0,102	0,039	0,060	0,065	0,117	0,114
Case Bacci	0,413	0,059	0,028	0,045	0,105	0,130	0,161
Bastardo	0,062	0,027	0,018	0,042	0,058	0,041	0,019
Marcellano	0,210	0,084	0,041	0,062	0,089	0,097	0,066
Piancardato	0,173	0,018	0,026	0,065	0,058	0,068	0,062
Media mese	0,250	0,068	0,031	0,052	0,080	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,150	0,033	0,011	0,010	0,022	**0,096**	**0,102**

tab. 6

Cromo (Cr) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,119	0,217	0,046	0,365	0,050	0,159	0,134
Case Bacci	0,051	0,070	0,065	0,048	0,075	0,062	0,012
Bastardo	0,032	0,019	0,042	0,026	0,021	0,028	0,009
Marcellano	0,025	0,080	0,072	0,088	0,123	0,078	0,035
Piancardato	0,027	0,019	0,033	0,023	0,029	0,026	0,006
Media mese	0,0566	0,0966	0,0564	0,1318	0,0671	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,0428	0,0844	0,0145	0,1579	0,0433	**0,082**	**0,081**

Rame (Cu) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	8,4	9,4	5,4	5,6	5,2	6,8	1,9
Case Bacci	8,0	6,9	6,4	4,8	4,6	6,1	1,4
Bastardo	6,3	9,0	4,8	5,3	5,1	6,1	1,7
Marcellano	7,1	8,2	7,7	5,7	6,6	7,1	1,0
Piancardato	6,9	11,9	7,8	5,9	5,1	7,5	2,7
Media mese	7,5	8,4	6,1	5,3	5,4	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	1,0	1,1	1,3	0,4	0,8	**6,5**	**1,5**

Mercurio (Hg) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,0063	0,0081	0,0120	0,0150	0,0100	0,0103	0,0034
Case Bacci	0,0100	0,0080	0,0120	0,0181	0,0139	0,0124	0,0039
Bastardo	0,0131	0,0148	0,0134	0,0042	0,0105	0,0112	0,0042
Marcellano	0,0119	0,0120	0,0112	0,0072	0,0134	0,0111	0,0023
Piancardato	0,0127	0,0121	0,0088	0,0054	0,0118	0,0102	0,0030
Media mese	0,0103	0,0107	0,0121	0,0111	0,0119	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,0030	0,0033	0,0009	0,0065	0,0020	**0,0113**	**0,0033**

Nichel (Ni) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,499	0,188	0,259	0,197	0,136	0,256	0,143
Case Bacci	0,171	0,181	0,392	0,103	0,576	0,285	0,196
Bastardo	0,134	0,111	0,104	0,189	0,150	0,137	0,034
Marcellano	0,089	0,254	0,211	0,239	0,566	0,272	0,177
Piancardato	0,154	0,160	0,259	0,146	0,190	0,182	0,046
Media mese	0,223	0,184	0,242	0,182	0,357	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,187	0,059	0,120	0,057	0,247	**0,238**	**0,151**

tab. 7

Piombo (Pb) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,637	1,672	0,411	0,420	0,622	0,752	0,525
Case Bacci	0,334	1,010	0,155	0,321	1,994	0,763	0,762
Bastardo	0,092	0,147	0,068	0,122	0,076	0,101	0,033
Marcellano	0,470	0,340	0,241	0,398	0,348	0,360	0,084
Piancardato	0,183	0,092	0,317	0,166	0,191	0,190	0,081
Media mese	0,383	0,792	0,219	0,315	0,760	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,230	0,693	0,146	0,136	0,852	**0,494**	**0,514**

Titanio (Ti) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,326	0,206	0,027	0,098	0,063	0,144	0,122
Case Bacci	0,100	0,084	0,049	0,065	0,009	0,061	0,035
Bastardo	0,084	0,043	0,009	0,087	0,009	0,046	0,038
Marcellano	0,071	0,147	0,163	0,076	0,033	0,098	0,055
Piancardato	0,063	0,009	0,344	0,037	0,093	0,109	0,135
Media mese	0,145	0,120	0,062	0,081	0,029	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,121	0,072	0,069	0,014	0,026	**0,087**	**0,076**

Vanadio (V) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,060	0,043	0,025	0,009	0,029	0,033	0,019
Case Bacci	0,027	0,027	0,029	0,009	0,024	0,023	0,008
Bastardo	0,023	0,023	0,025	0,021	0,009	0,020	0,007
Marcellano	0,024	0,029	0,042	0,027	0,023	0,029	0,007
Piancardato	0,024	0,028	0,050	0,020	0,023	0,029	0,012
Media mese	0,033	0,030	0,030	0,017	0,021	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,018	0,009	0,008	0,009	0,009	**0,026**	**0,012**

Zinco (Zn) *in (mg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	42,0	47,6	34,4	37,9	38,7	40,1	5,0
Case Bacci	42,7	44,2	35,8	42,9	28,8	38,9	6,5
Bastardo	45,2	37,3	26,6	47,7	32,8	37,9	8,7
Marcellano	37,6	58,7	42,0	43,9	48,2	46,1	8,0
Piancardato	55,7	36,2	31,3	53,3	34,6	42,2	11,4
Media mese	41,9	46,9	34,7	43,1	37,1	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	3,2	8,9	6,3	4,0	8,4	**40,7**	**7,4**

tab. 8

Benzo[a]Pirene *in (μg/kg)*							
Stazione	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	**Media Staz.**	**DS Staz.**
Gualdo C.	0,326	0,072	0,127	0,018	0,507	0,210	0,203
Case Bacci	0,253	0,289	0,362	0,181	0,247	0,267	0,066
Bastardo	0,018	0,018	0,181	0,018	0,289	0,105	0,125
Marcellano	0,018	0,941	0,181	0,181	0,018	0,268	0,385
Piancardato	0,253	0,688	0,796	0,289	0,181	0,441	0,280
Media mese	0,154	0,330	0,213	0,100	0,265	**Media G.**	**DS G.**
DS - mese	0,159	0,424	0,103	0,094	0,200	**0,212**	**0,221**

tab. 9

2005 - Dati meteorologici, per decade, nell'area di Gualdo Cattaneo (Bastardo)			
Mese	*Decade*	*Precipitazioni (mm di pioggia)*	*Temperatura media (°C)*
Gennaio	1ª	0,0	3,3
	2ª	12,1	3,9
	3ª	11,9	1,3
Febbraio	1ª	0,0	0,8
	2ª	2,2	3,7
	3ª	37,7	1,5
Marzo	1ª	49,8	0,9
	2ª	1,7	9,3
	3ª	31,6	12,0
Aprile	1ª	30,3	10,2
	2ª	79,1	9,6
	3ª	1,5	13,5
Maggio	1ª	55,4	15,6
	2ª	13,4	15,3
	3ª	0,5	19,9
Giugno	1ª	24,2	18,0
	2ª	16,4	19,8
	3ª	0,0	25,5
Luglio	1ª	5,4	21,7
	2ª	1,0	23,0
	3ª	0,0	25,9
Agosto	1ª	20,2	21,1
	2ª	24,0	20,5
	3ª	20,6	19,9
Settembre	1ª	14,7	20,0
	2ª	37,1	17,9
	3ª	5,7	15,9
Ottobre	1ª	78,2	12,8
	2ª	27,7	12,9
	3ª	4,5	12,8
Novembre	1ª	40,9	11,9
	2ª	23,2	7,2
	3ª	178,0	4,5
Dicembre	1ª	92,0	5,9
	2ª	5,0	3,6
	3ª	20,4	3,3

tab. 10

Tavole

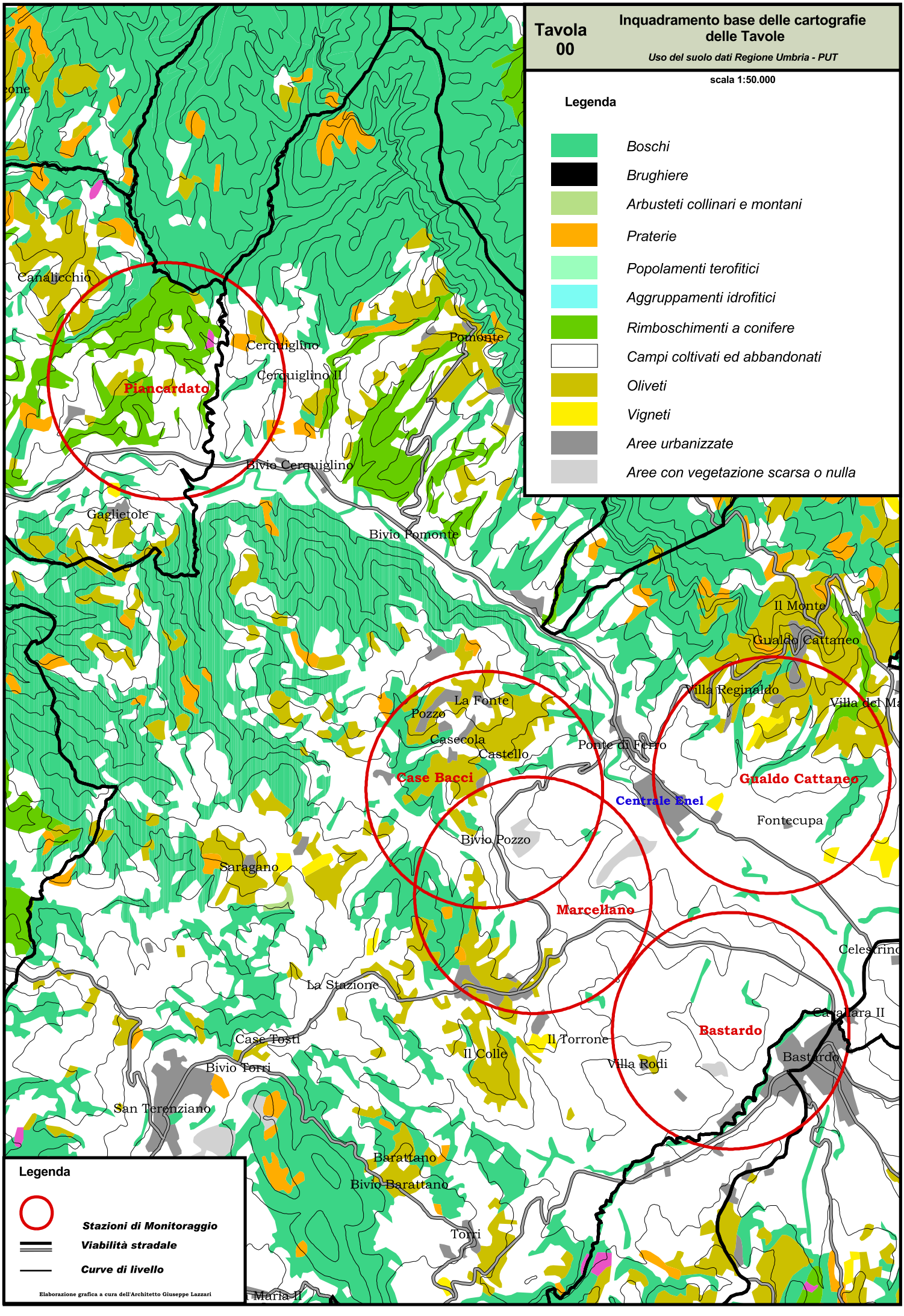


Tavola 00
Inquadramento base delle cartografie delle Tavole
Uso del suolo dati Regione Umbria - PUT
scala 1:50.000
Legenda
Boschi
Brughiere
Arbusteti collinari e montani
Praterie
Popolamenti terofitici
Aggruppamenti idrofitici
Rimboschimenti a conifere
Campi coltivati ed abbandonati
Oliveti
Vigneti
Aree urbanizzate
Aree con vegetazione scarsa o nulla
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
San Terenziano
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Barattano
Bivio Barattano
Torri
Legenda
Stazioni di Monitoraggio
Viabilità stradale
Curve di livello
Elaborazione grafica a cura dell'Architetto Giuseppe Lazzari

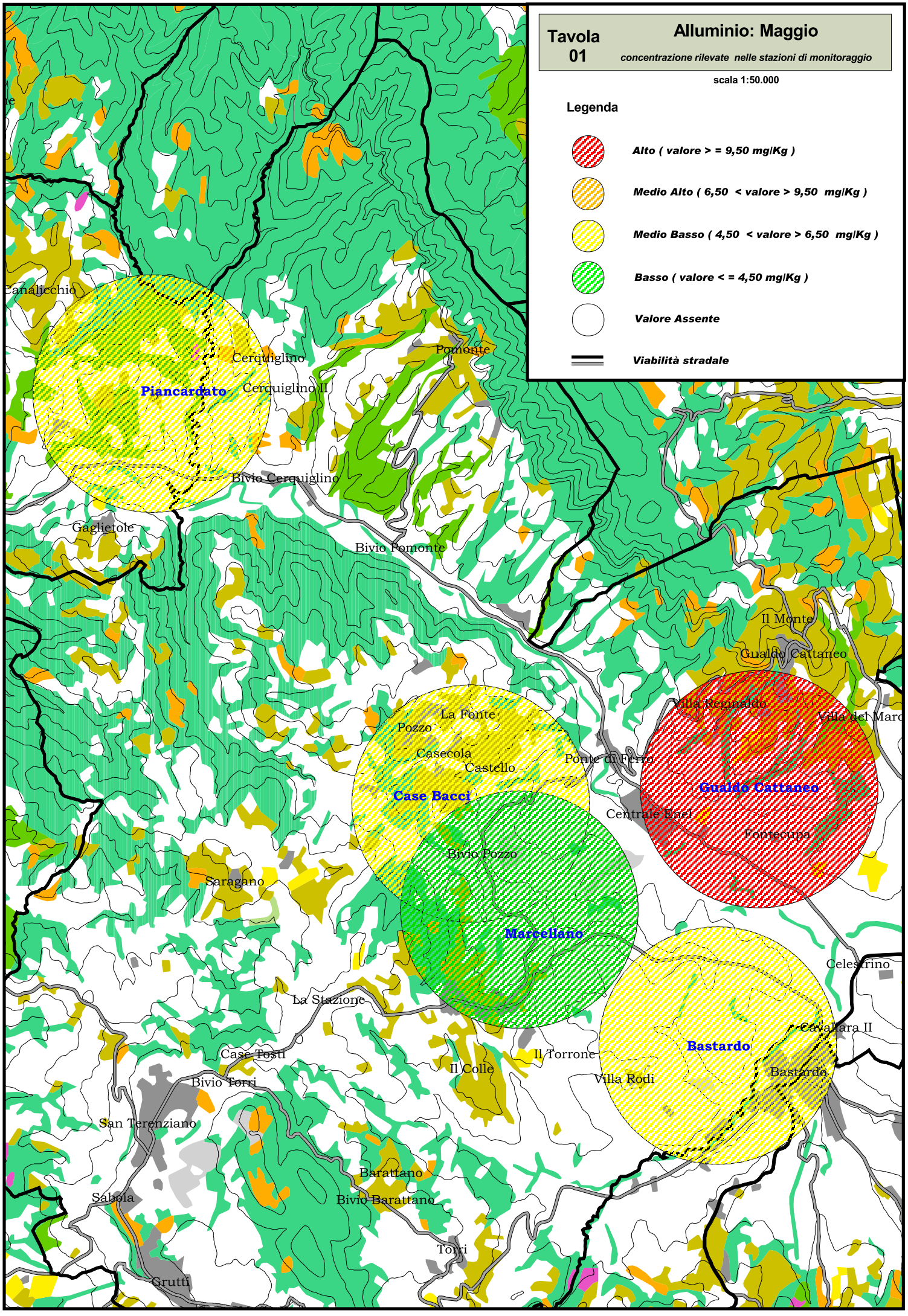


Tavola 01
Alluminio: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 9,50 mg/Kg)
Medio Alto (6,50 < valore > 9,50 mg/Kg)
Medio Basso (4,50 < valore > 6,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 4,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Ville del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecurpa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri
Grutti

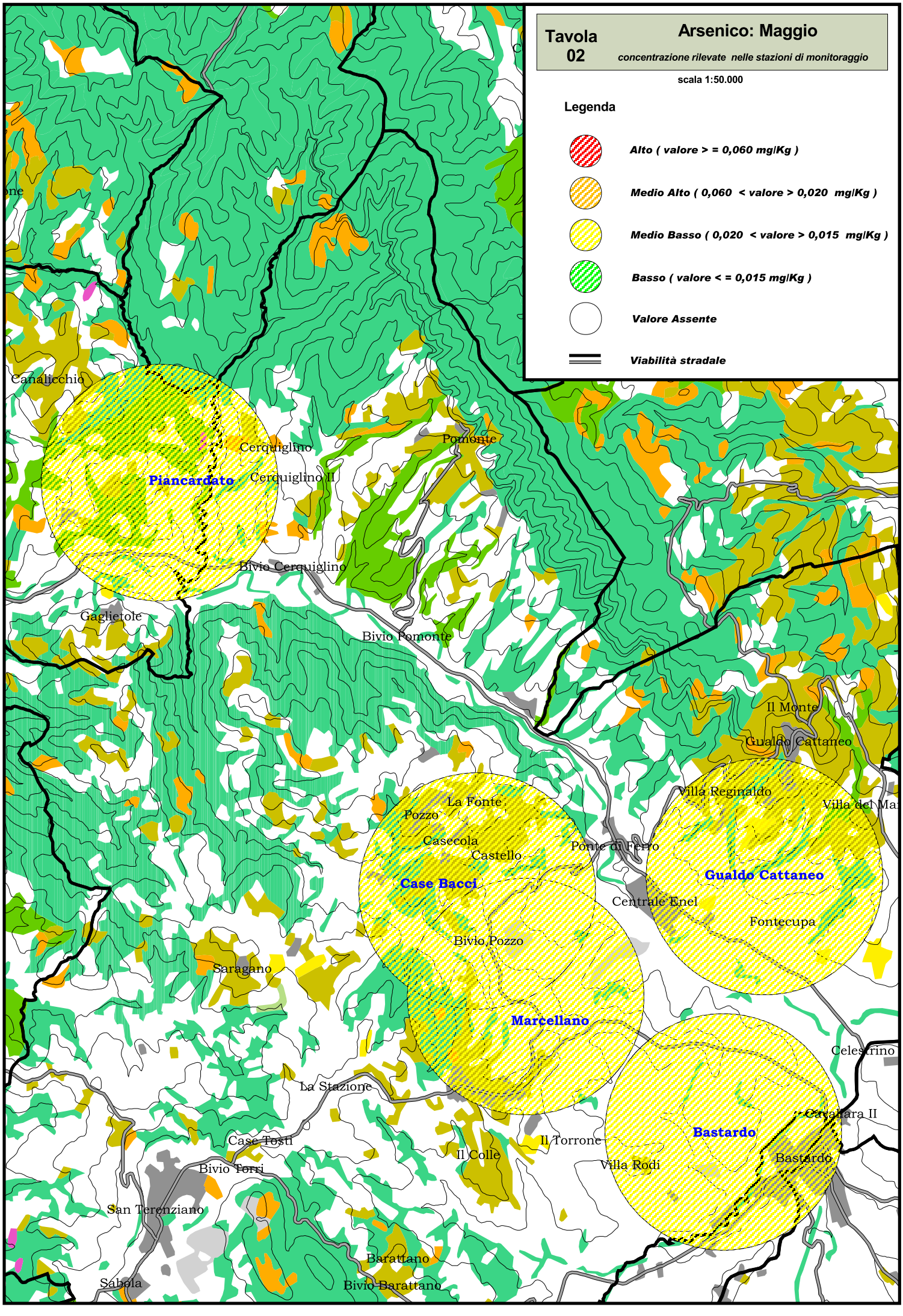


Tavola 02
Arsenico: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,020 mg/Kg)
Medio Basso (0,020 < valore > 0,015 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,015 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
San Terenziano
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo
Barattano
Bivio Barattano
Sabola

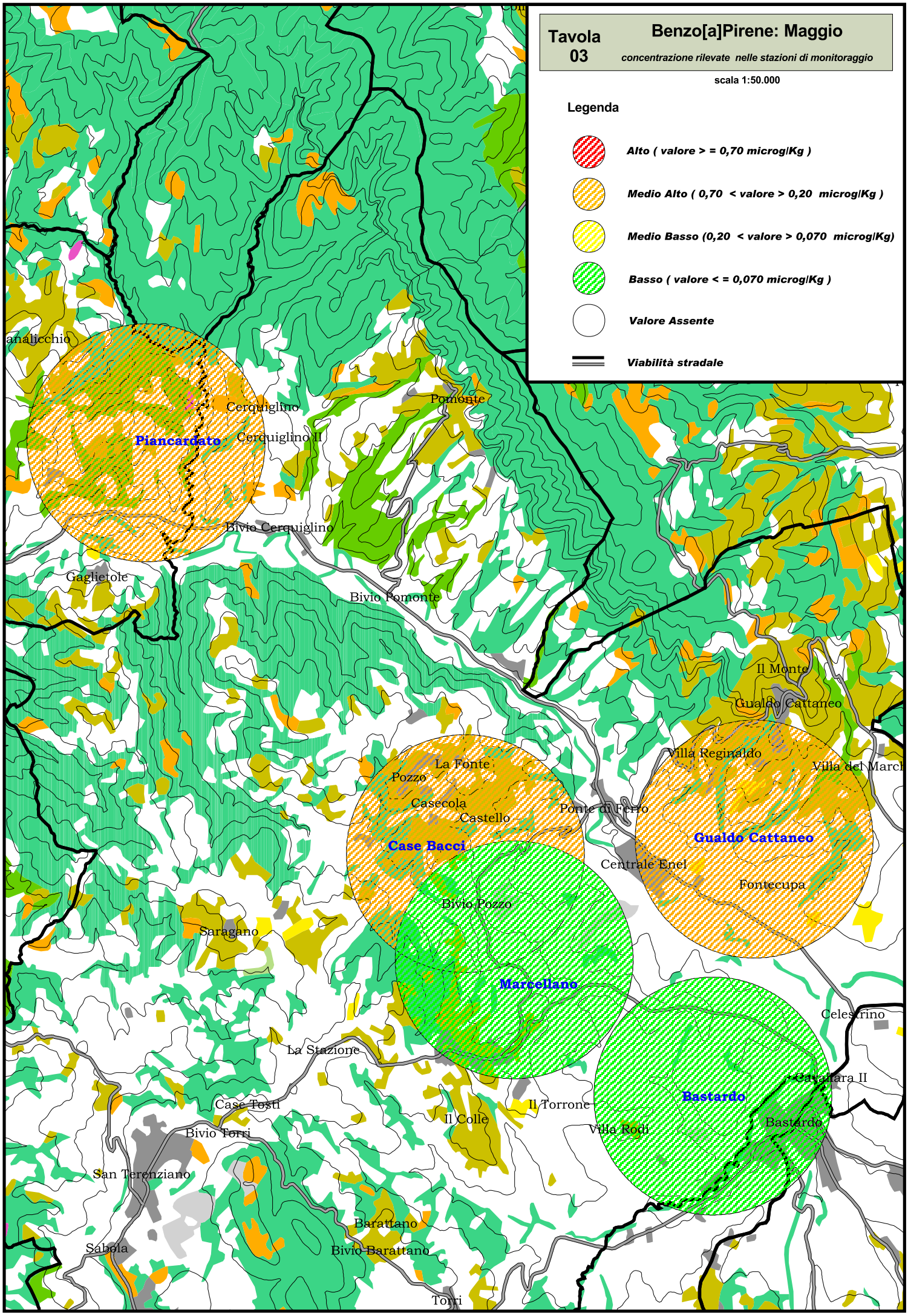


Tavola 03
Benzo[a]Pirene: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,70 microg/Kg)
Medio Alto (0,70 < valore > 0,20 microg/Kg)
Medio Basso (0,20 < valore > 0,070 microg/Kg)
Basso (valore < = 0,070 microg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
analicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Ponte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabala
Bivio Barattano
Torri

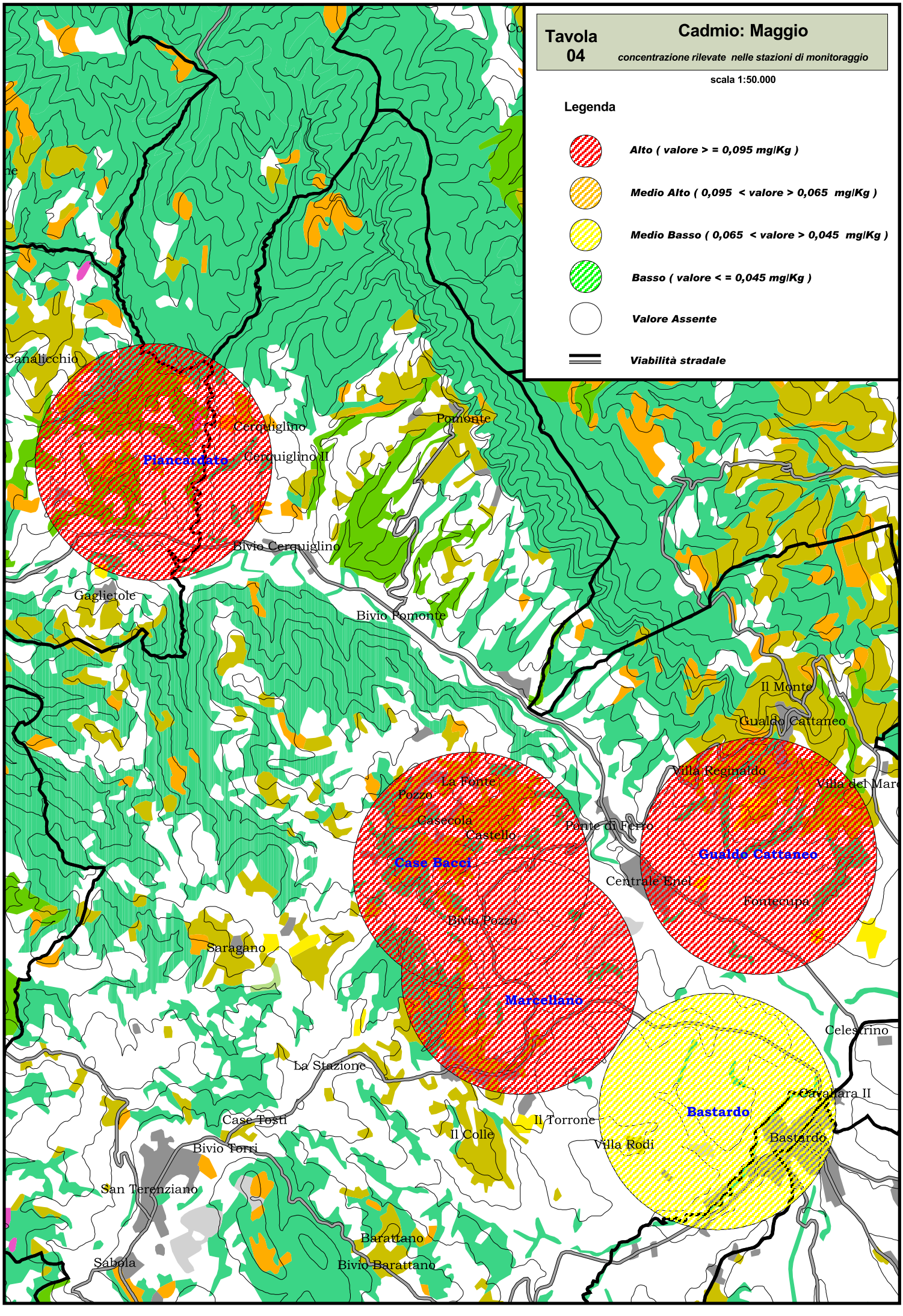


Tavola 04
Cadmio: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,095 mg/Kg)
Medio Alto (0,095 < valore > 0,065 mg/Kg)
Medio Basso (0,065 < valore > 0,045 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Guardo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

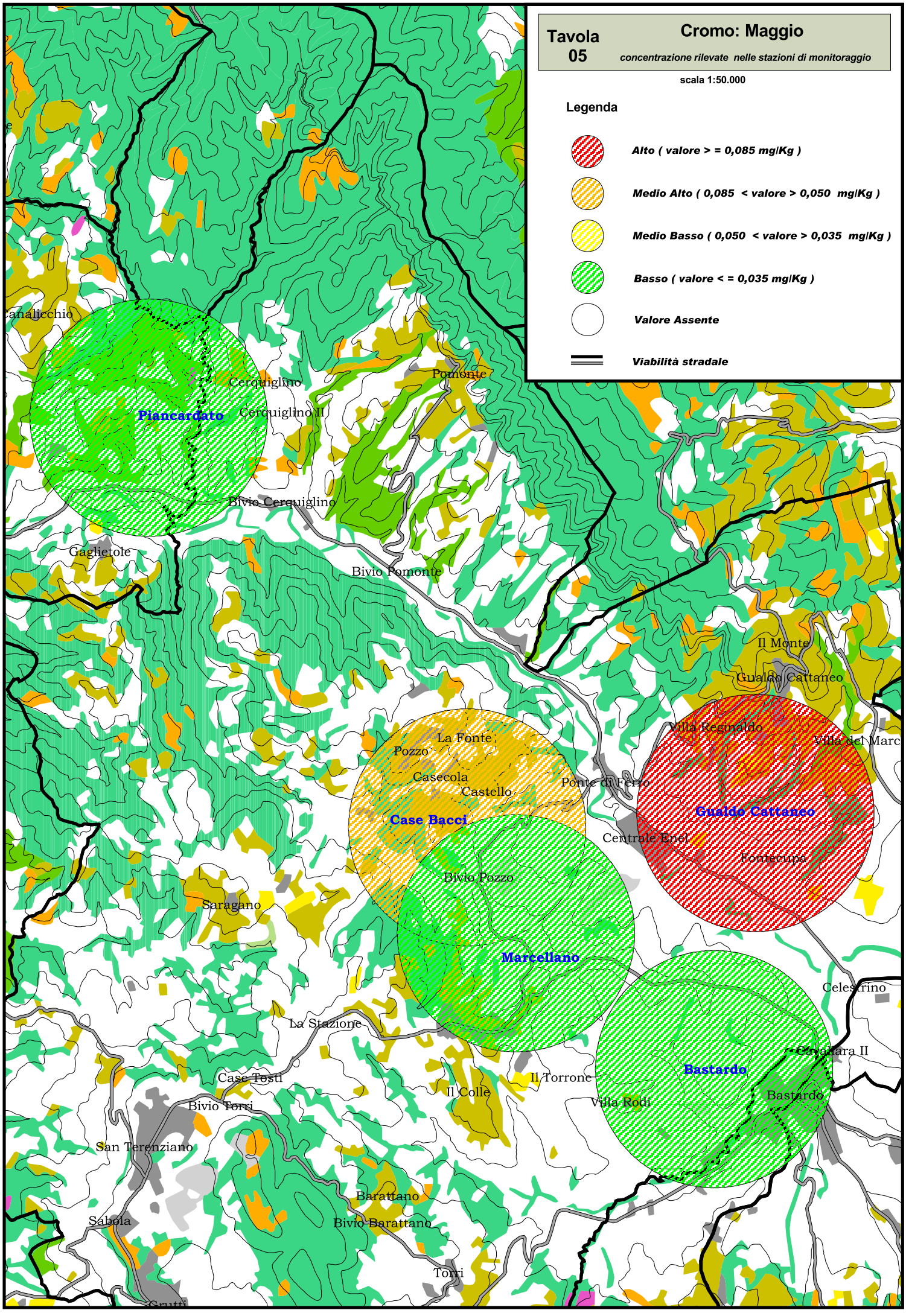


Tavola 05
Cromo: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,085 mg/Kg)
Medio Alto (0,085 < valore > 0,050 mg/Kg)
Medio Basso (0,050 < valore > 0,035 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,035 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecuppo
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri
Grutti

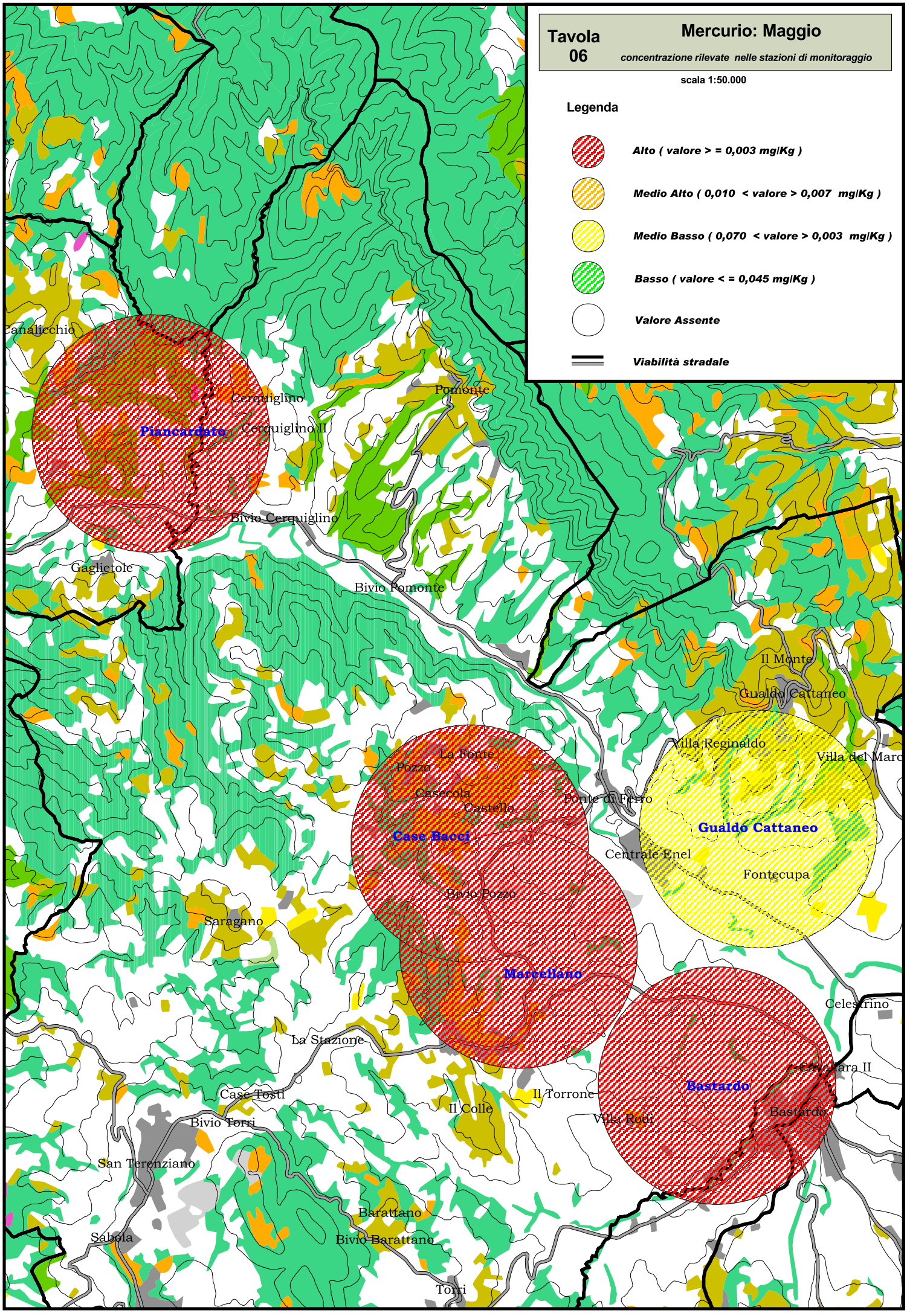


Tavola 06
Mercurio: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,003 mg/Kg)
Medio Alto (0,010 < valore > 0,007 mg/Kg)
Medio Basso (0,070 < valore > 0,003 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Pomonte
Piancardato
Cerquiglino II
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Cascecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

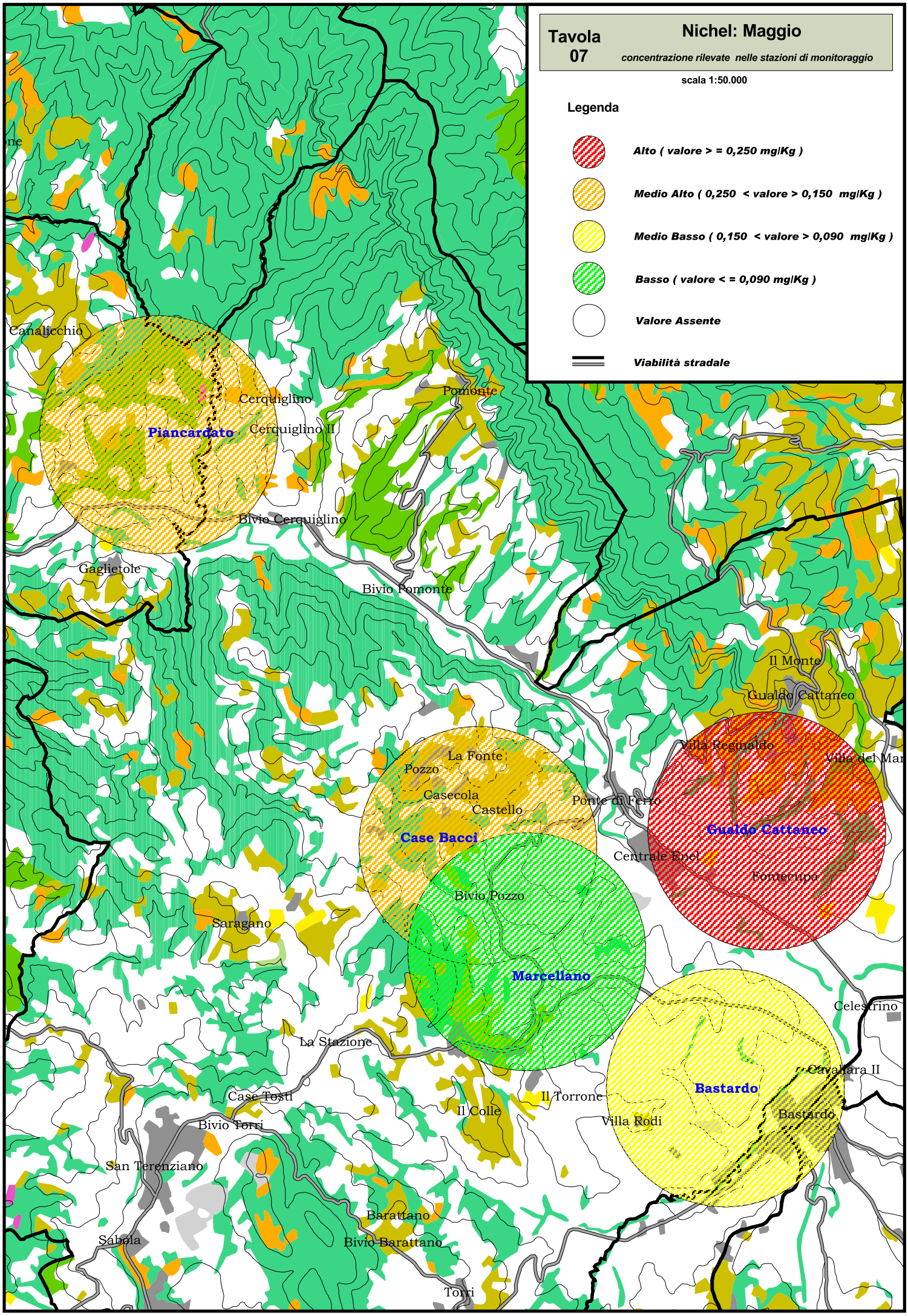


Tavola 07
Nichel: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,250 mg/Kg)
Medio Alto (0,250 < valore > 0,150 mg/Kg)
Medio Basso (0,150 < valore > 0,090 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,090 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecuppo
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bastardo
Bivio Torri
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabbola
Bivio Barattano
Torri

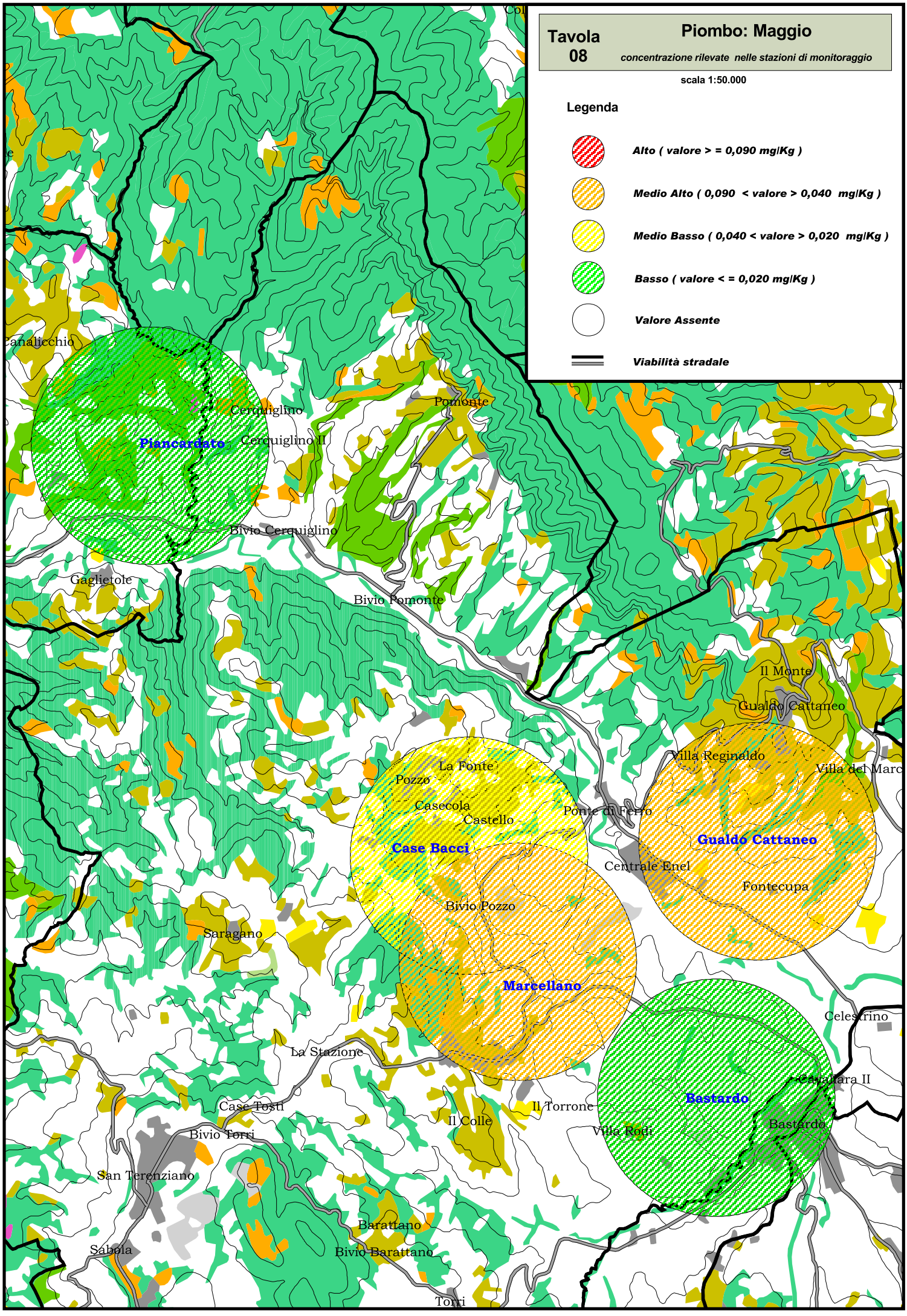


Tavola 08
Piombo: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,090 mg/Kg)
Medio Alto (0,090 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Cerquiglino
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Villa Reginaldo
Villa del Marc
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

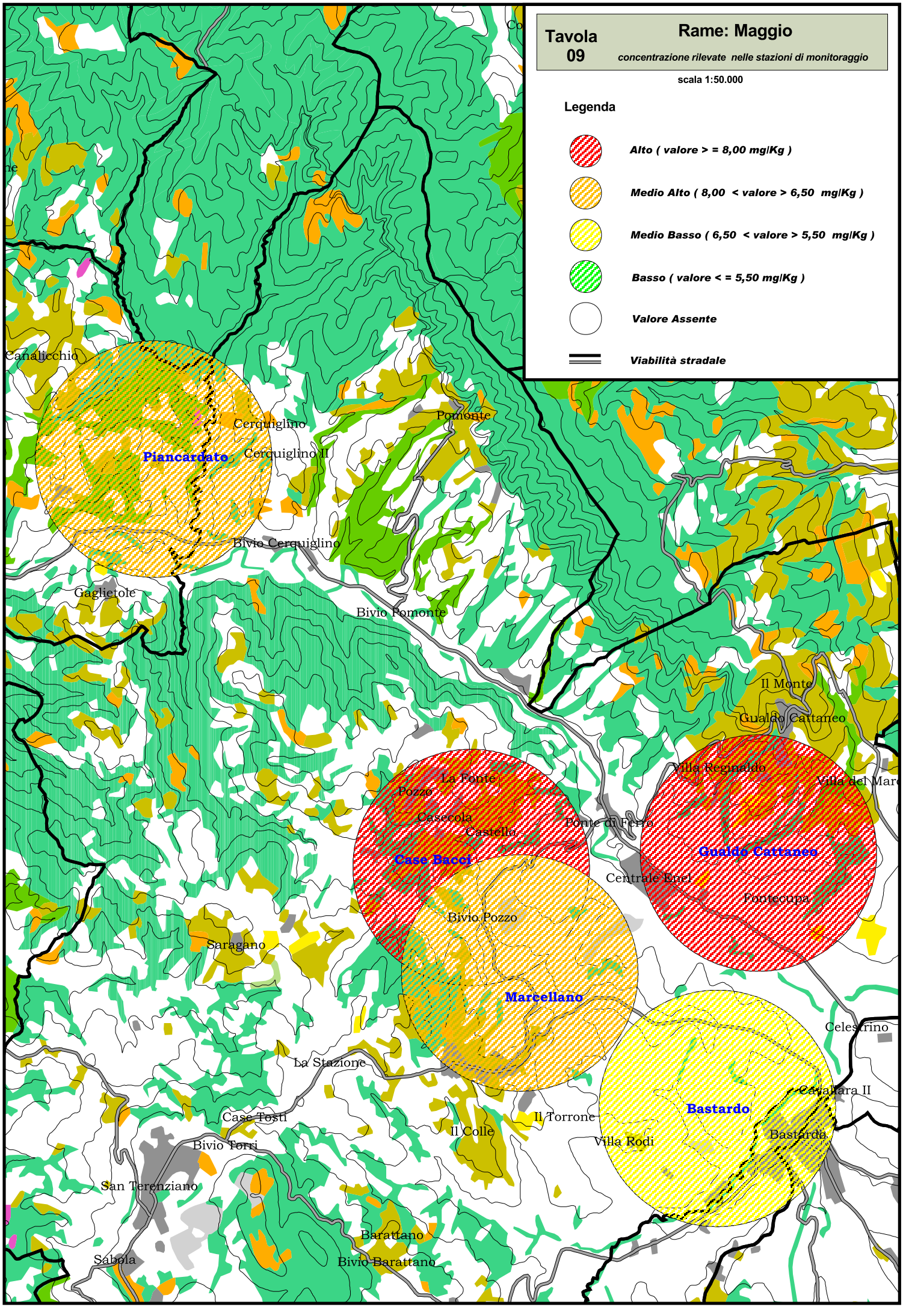


Tavola 09
Rame: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 8,00 mg/Kg)
Medio Alto (8,00 < valore > 6,50 mg/Kg)
Medio Basso (6,50 < valore > 5,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 5,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Cascola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fonteccopa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

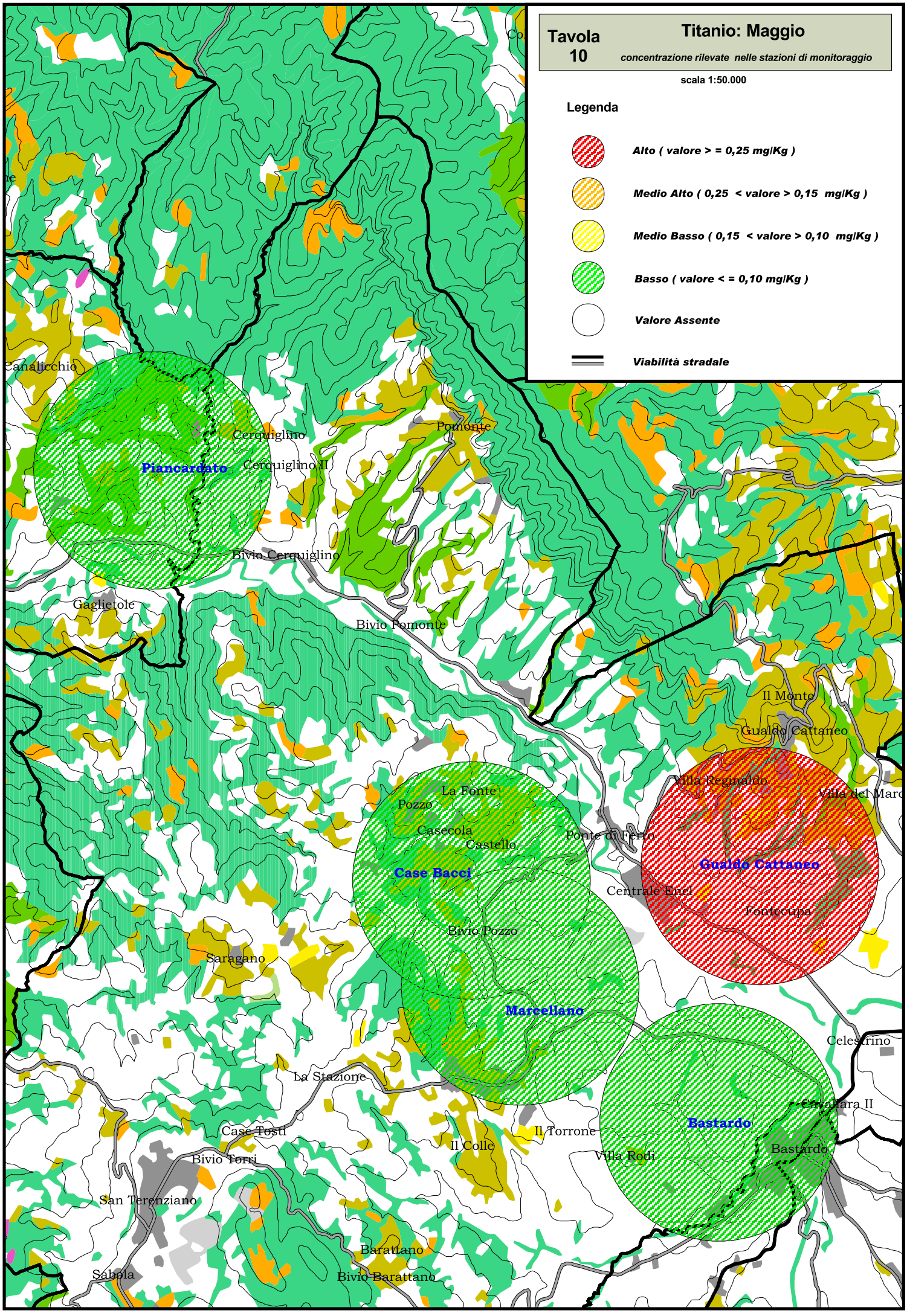


Tavola 10
Titanio: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,25 mg/Kg)
Medio Alto (0,25 < valore > 0,15 mg/Kg)
Medio Basso (0,15 < valore > 0,10 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,10 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Pomonte
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Centrale Enel
Fontecupo
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo II
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola

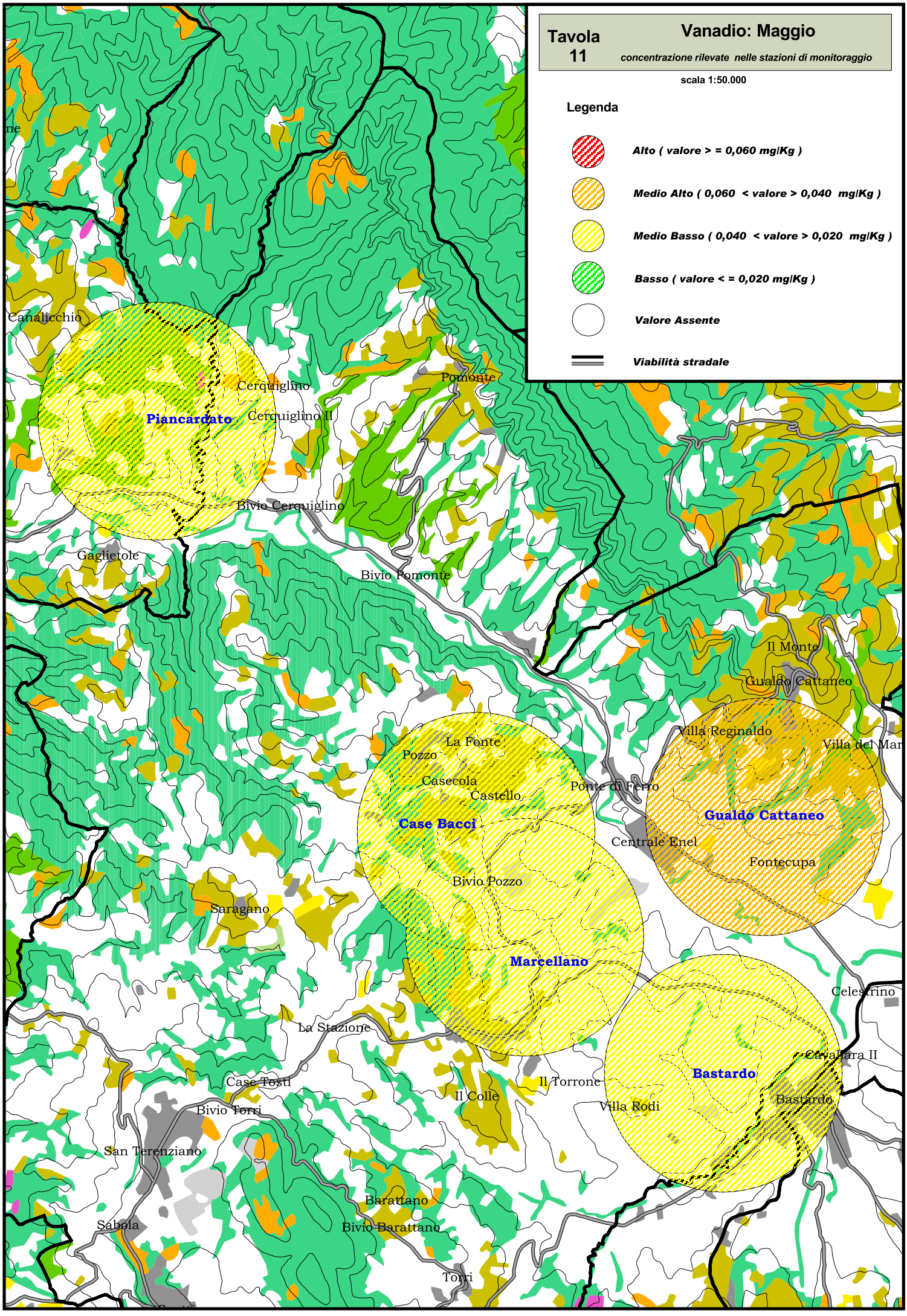


Tavola 11
Vanadio: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

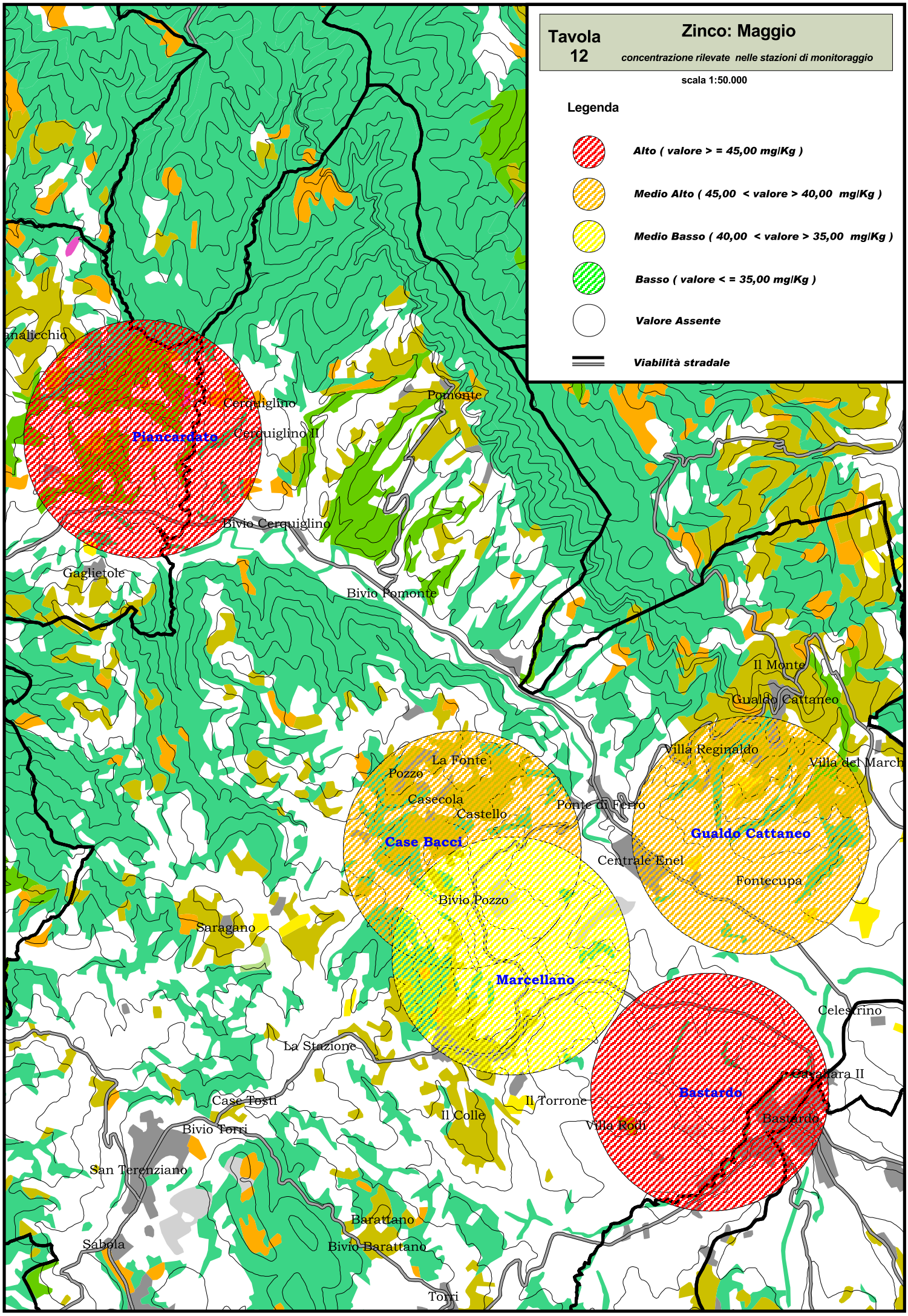


Tavola 12
Zinco: Maggio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 45,00 mg/Kg)
Medio Alto (45,00 < valore > 40,00 mg/Kg)
Medio Basso (40,00 < valore > 35,00 mg/Kg)
Basso (valore < = 35,00 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Pomonte
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Ville Rodi
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

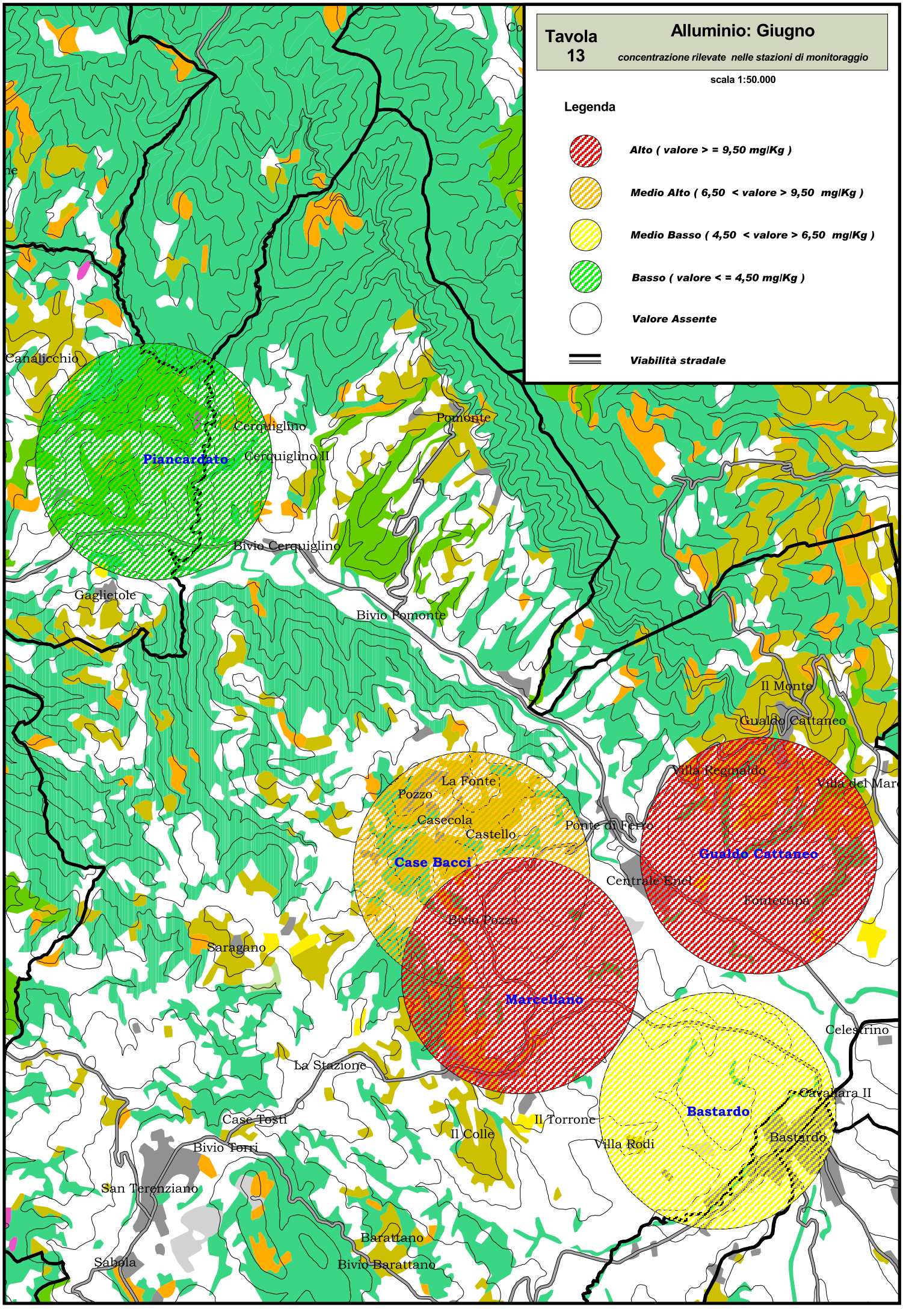


Tavola 13
Alluminio: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 9,50 mg/Kg)
Medio Alto (6,50 < valore > 9,50 mg/Kg)
Medio Basso (4,50 < valore > 6,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 4,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

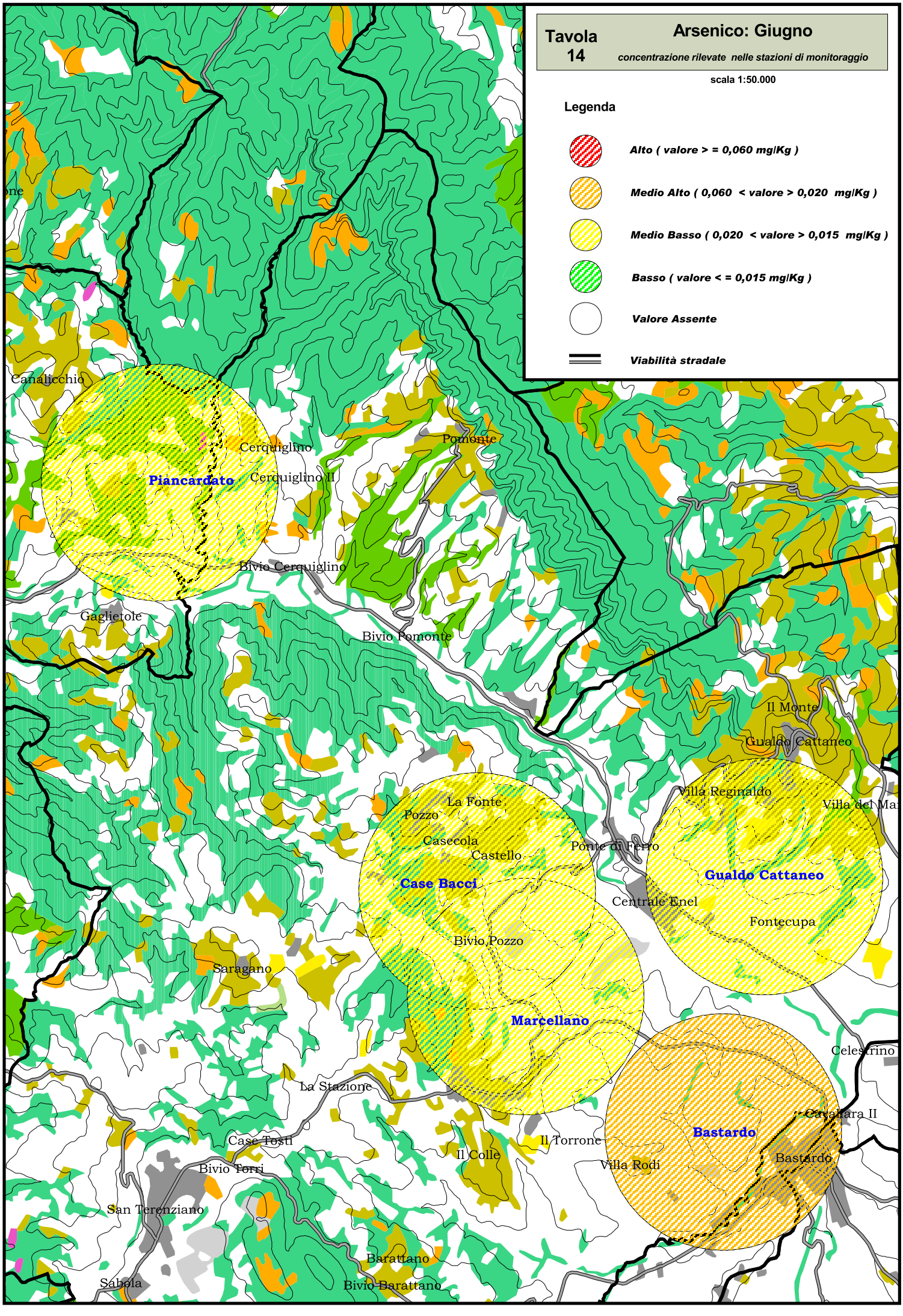


Tavola 14
Arsenico: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,020 mg/Kg)
Medio Basso (0,020 < valore > 0,015 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,015 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Ma
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bastardo
Bivio Torri
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

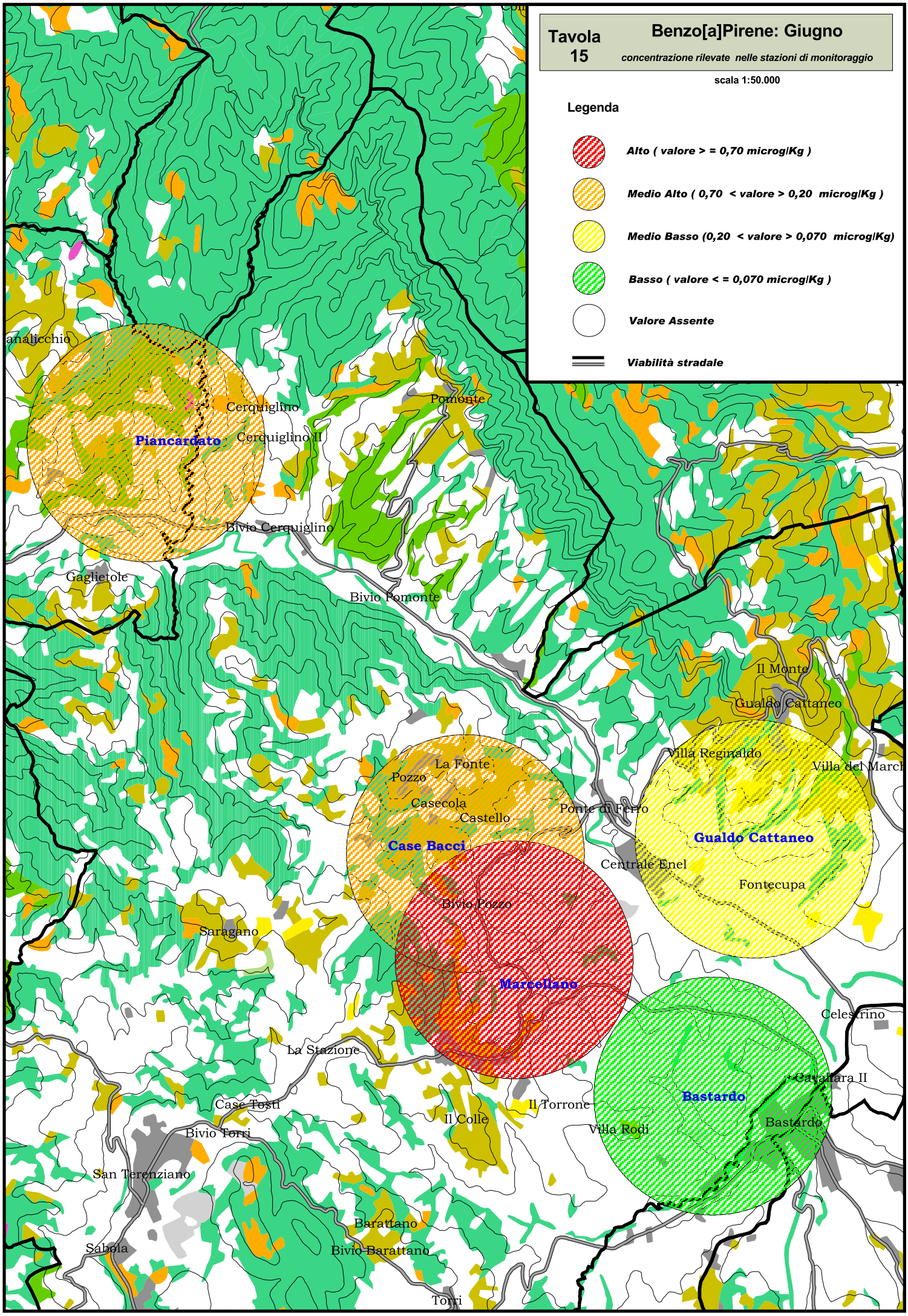


Tavola 15
Benzo[a]Pirene: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,70 microg/Kg)
Medio Alto (0,70 < valore > 0,20 microg/Kg)
Medio Basso (0,20 < valore > 0,070 microg/Kg)
Basso (valore < = 0,070 microg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
analicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marchi
La Ponte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabbia
Bivio Barattano
Torri

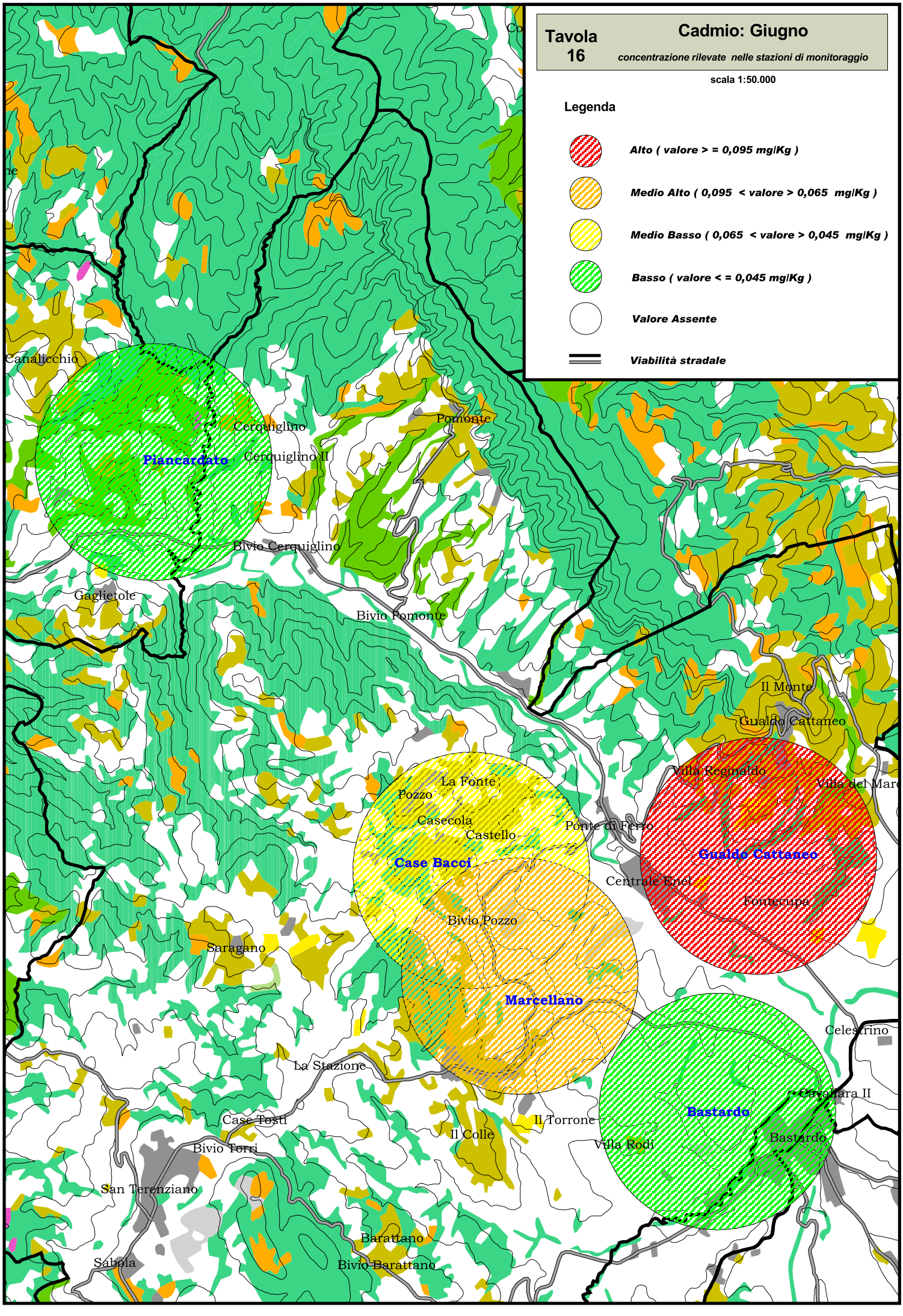


Tavola 16
Cadmio: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,095 mg/Kg)
Medio Alto (0,095 < valore > 0,065 mg/Kg)
Medio Basso (0,065 < valore > 0,045 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bivio Torri
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabbia
Bivio Barattano

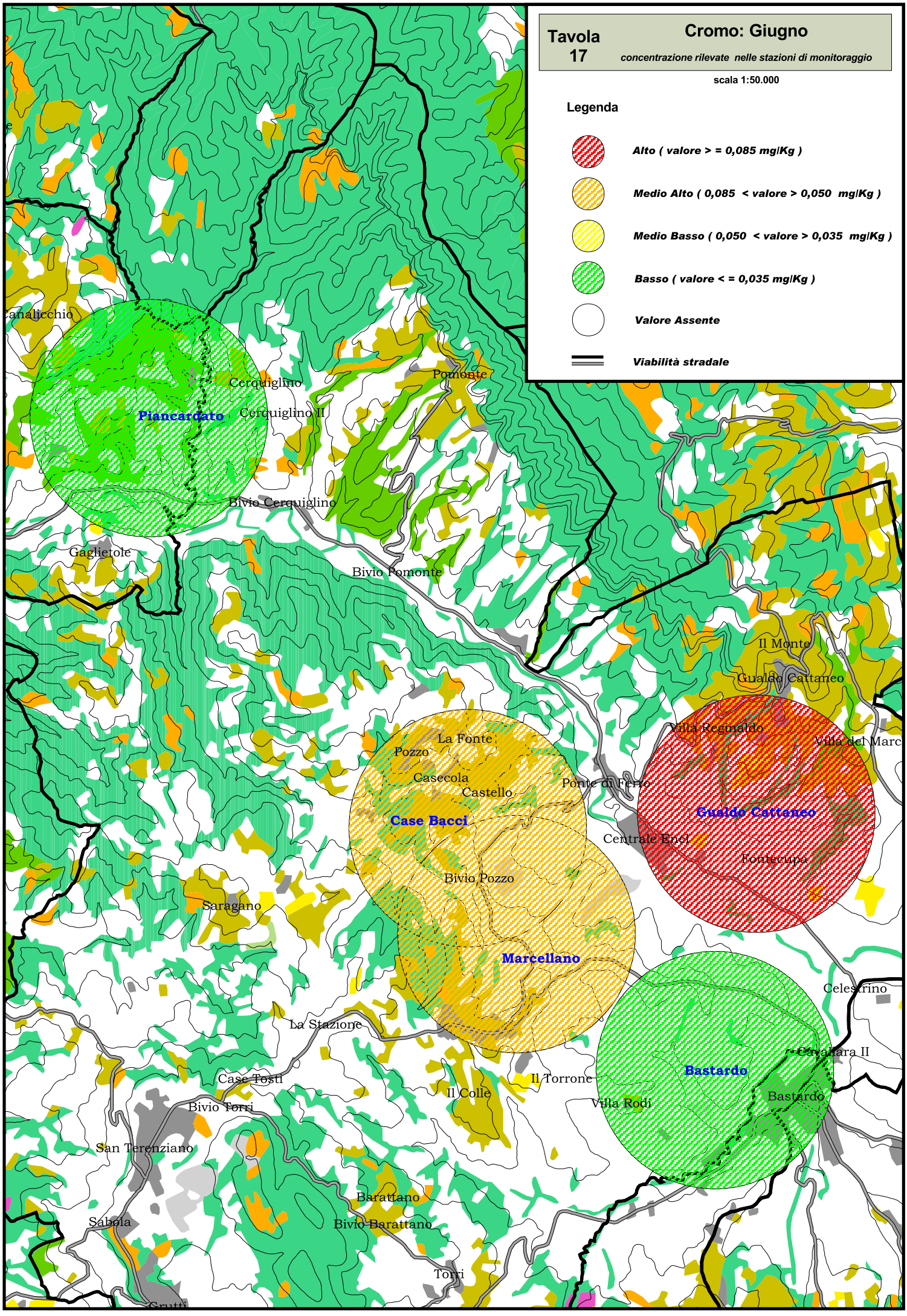


Tavola 17
Cromo: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,085 mg/Kg)
Medio Alto (0,085 < valore > 0,050 mg/Kg)
Medio Basso (0,050 < valore > 0,035 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,035 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Case Bacci
Marcellano
Gualdo Cattaneo
Bastardo
Cerquiglino
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Centrale Enel
Pontecuppo
Bivio Pozzo
Saragano
La Stazione
Celestrino
Case Tosti
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

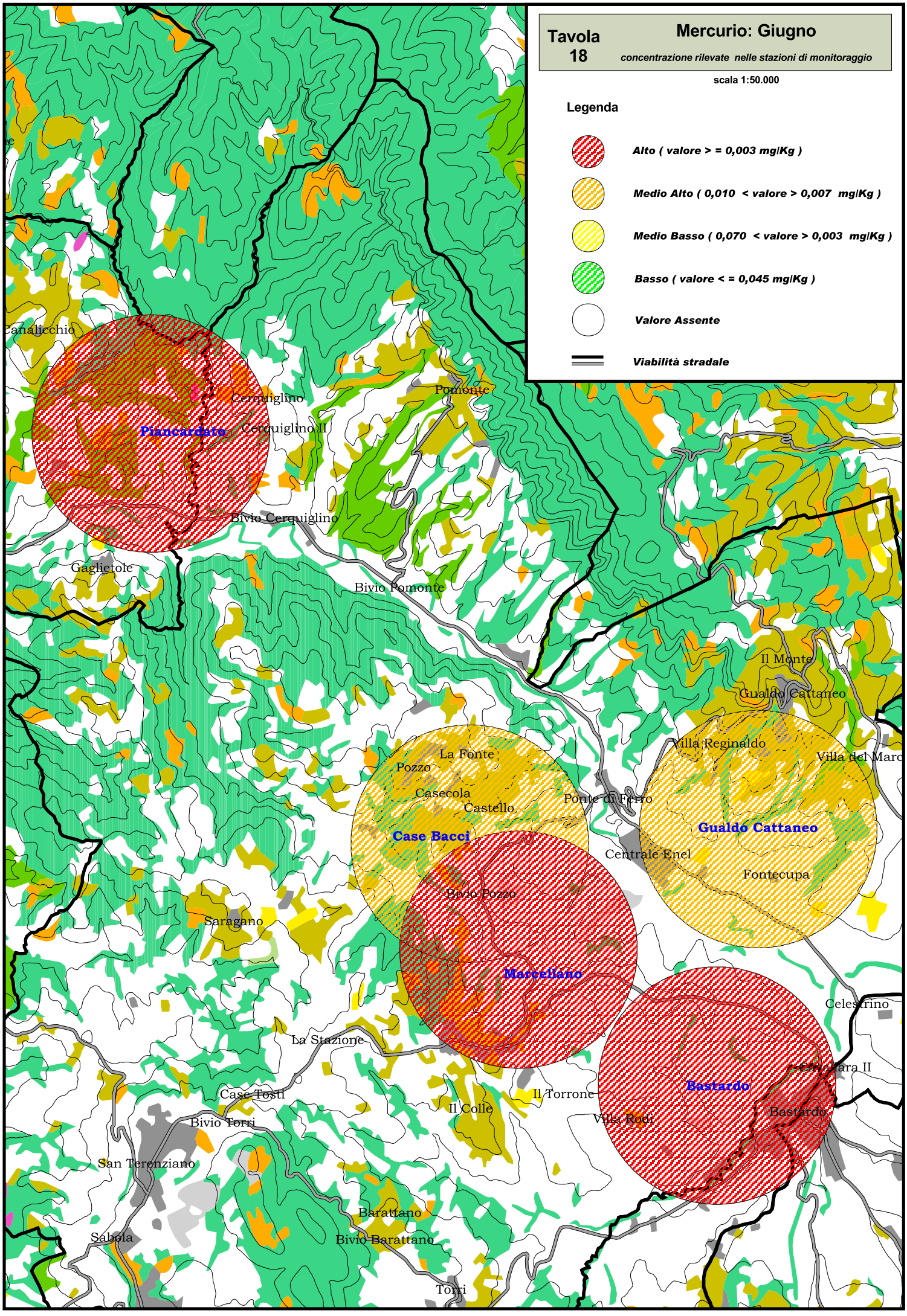


Tavola 18
Mercurio: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,003 mg/Kg)
Medio Alto (0,010 < valore > 0,007 mg/Kg)
Medio Basso (0,070 < valore > 0,003 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

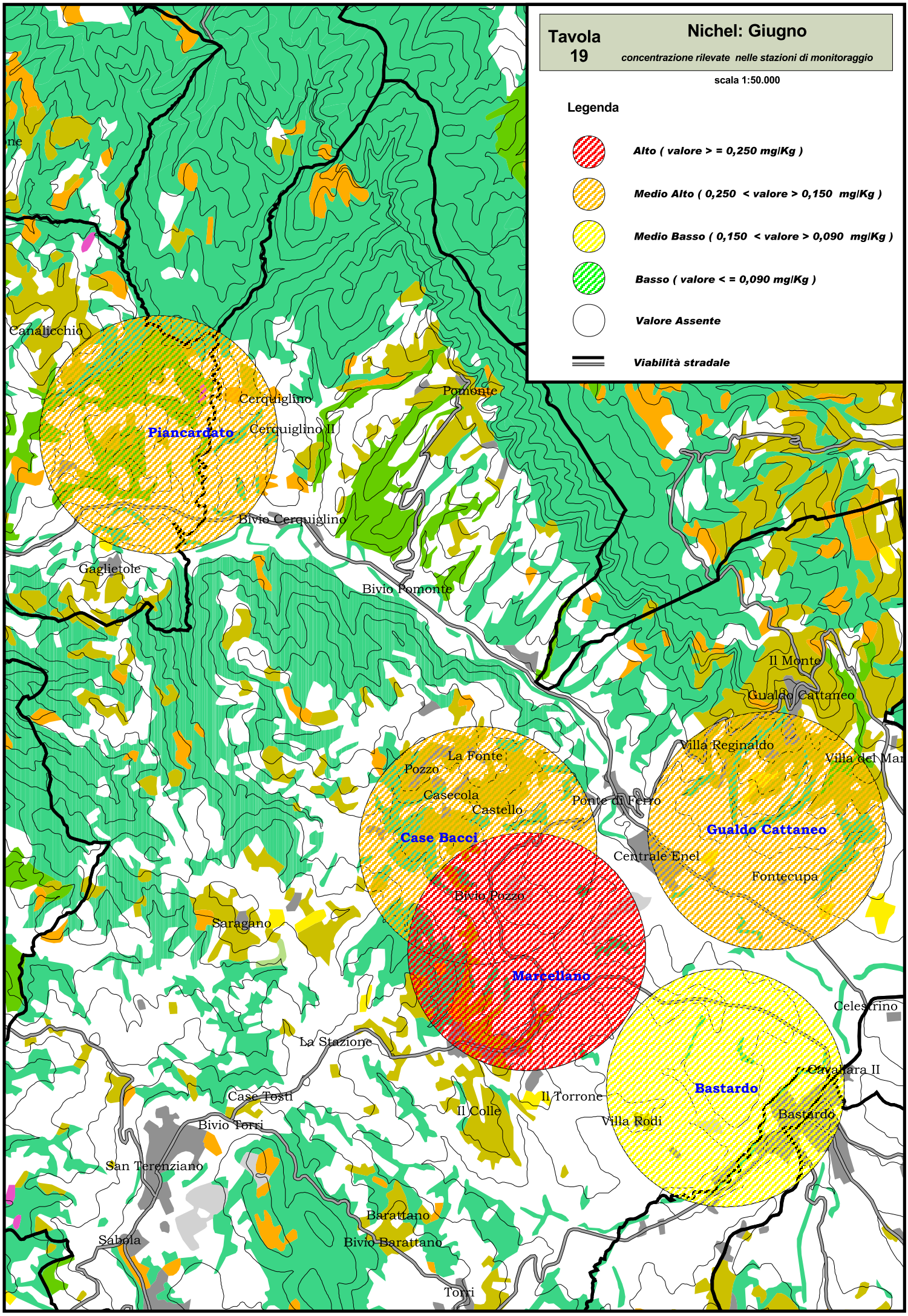


Tavola 19
Nichel: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,250 mg/Kg)
Medio Alto (0,250 < valore > 0,150 mg/Kg)
Medio Basso (0,150 < valore > 0,090 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,090 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bastardo
Bivio Torri
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabbia
Bivio Barattano
Torri

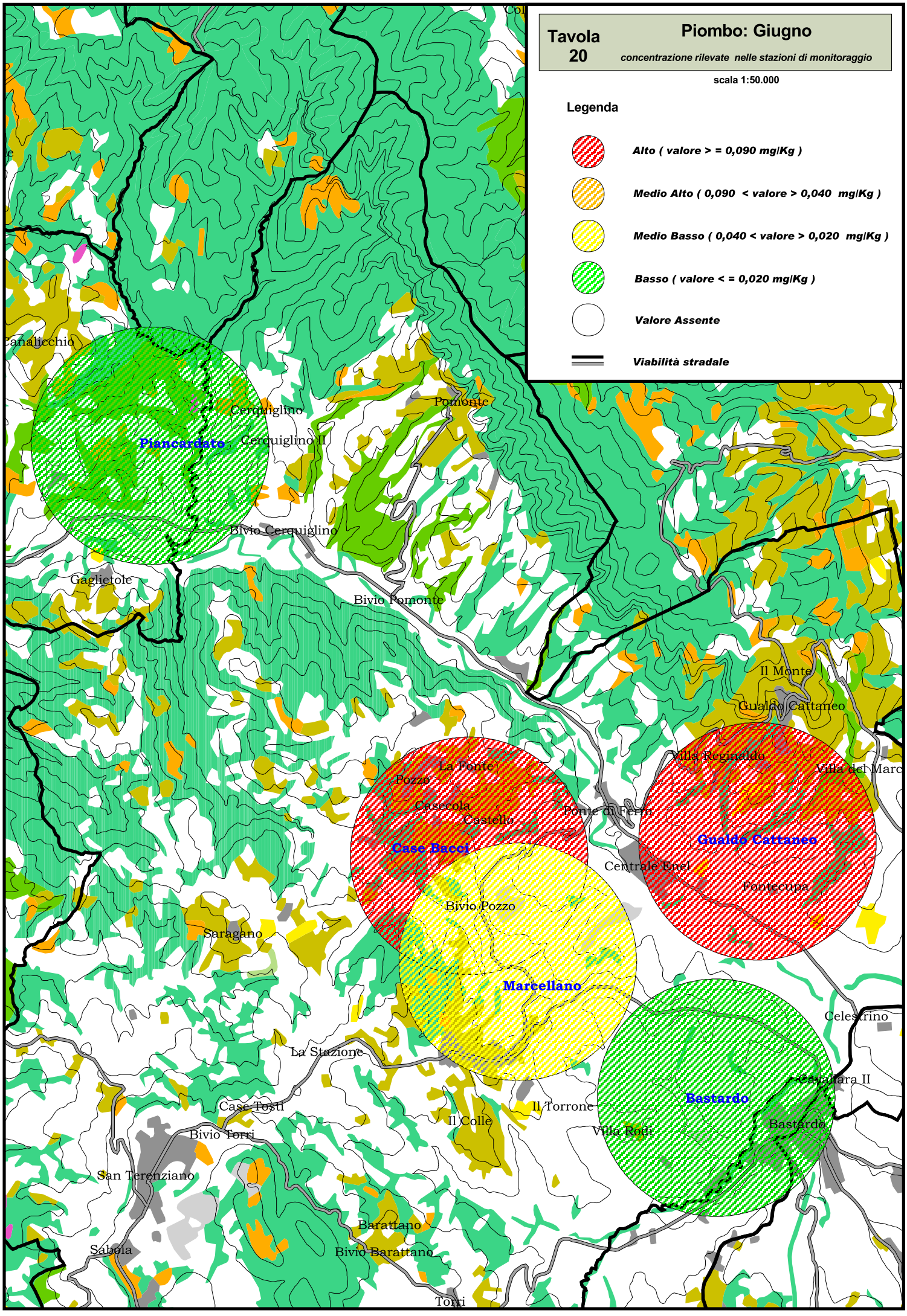


Tavola 20
Piombo: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,090 mg/Kg)
Medio Alto (0,090 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Ciocecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Ponte Cuna
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Bastardo
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

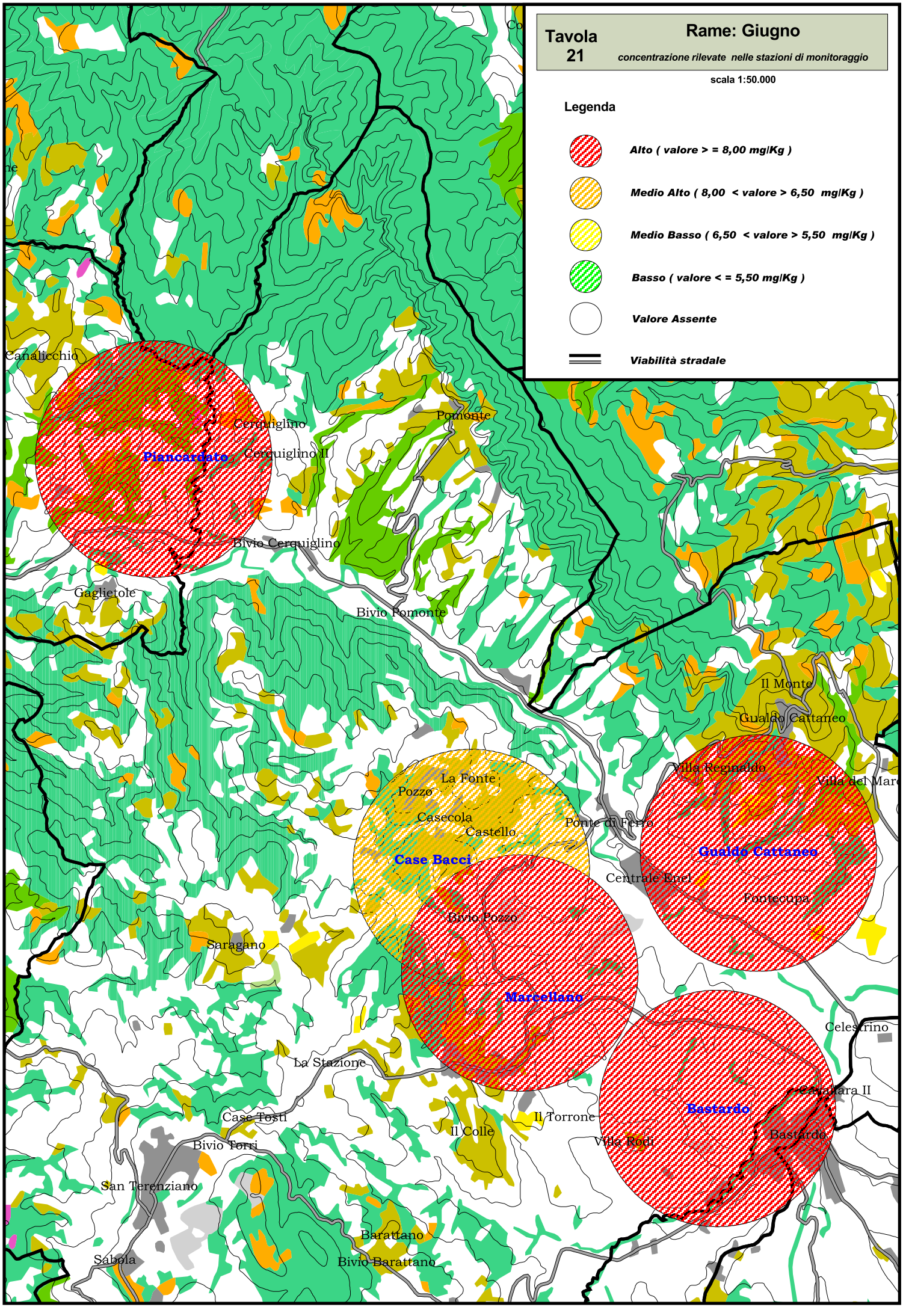


Tavola 21
Rame: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 8,00 mg/Kg)
Medio Alto (8,00 < valore > 6,50 mg/Kg)
Medio Basso (6,50 < valore > 5,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 5,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Planicardato
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecoppa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Torrone
Il Colle
Bastardo
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

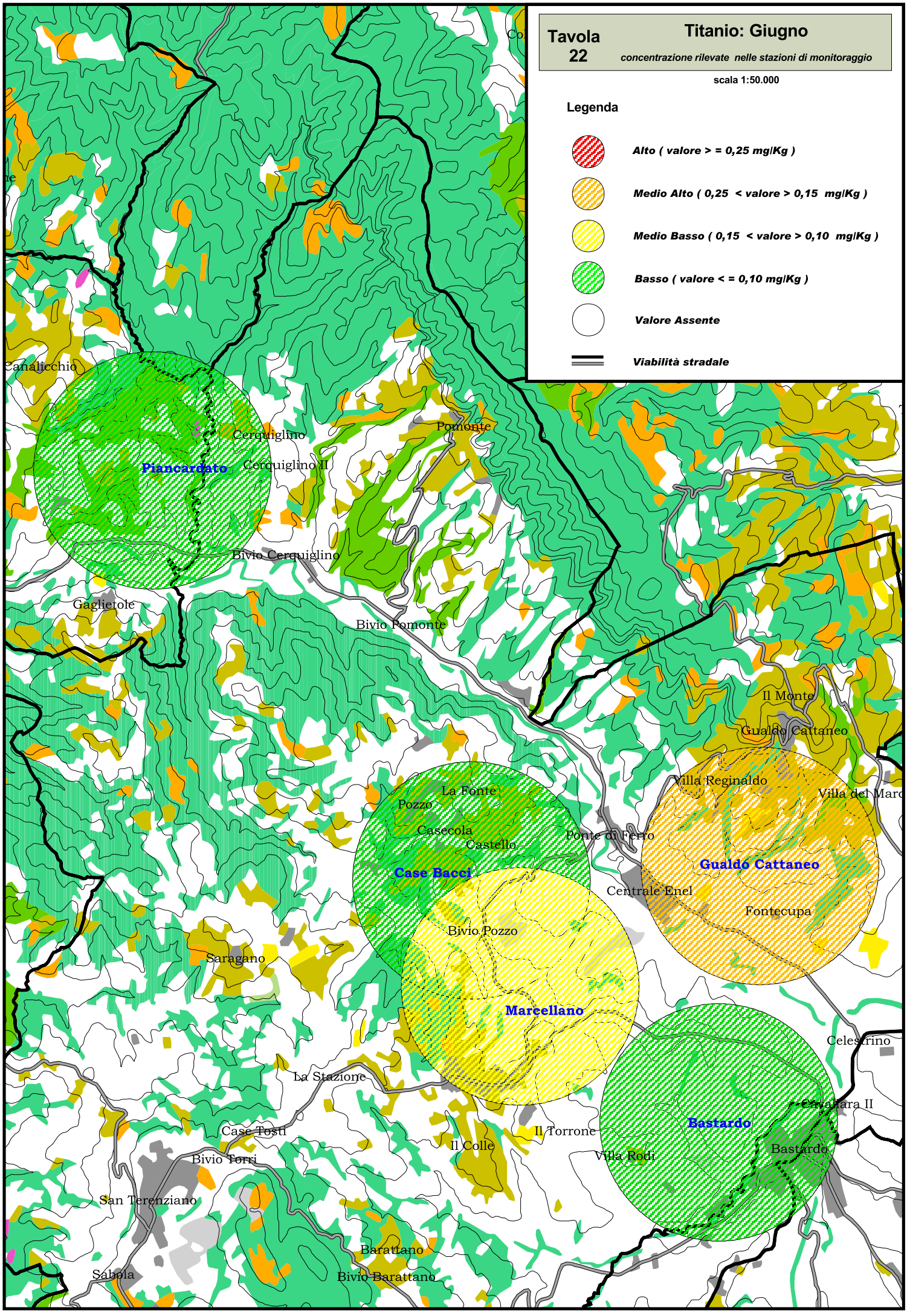


Tavola 22
Titanio: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,25 mg/Kg)
Medio Alto (0,25 < valore > 0,15 mg/Kg)
Medio Basso (0,15 < valore > 0,10 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,10 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Piancardato
Cerquiglino
Cerquiglino II
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Pomonte
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola

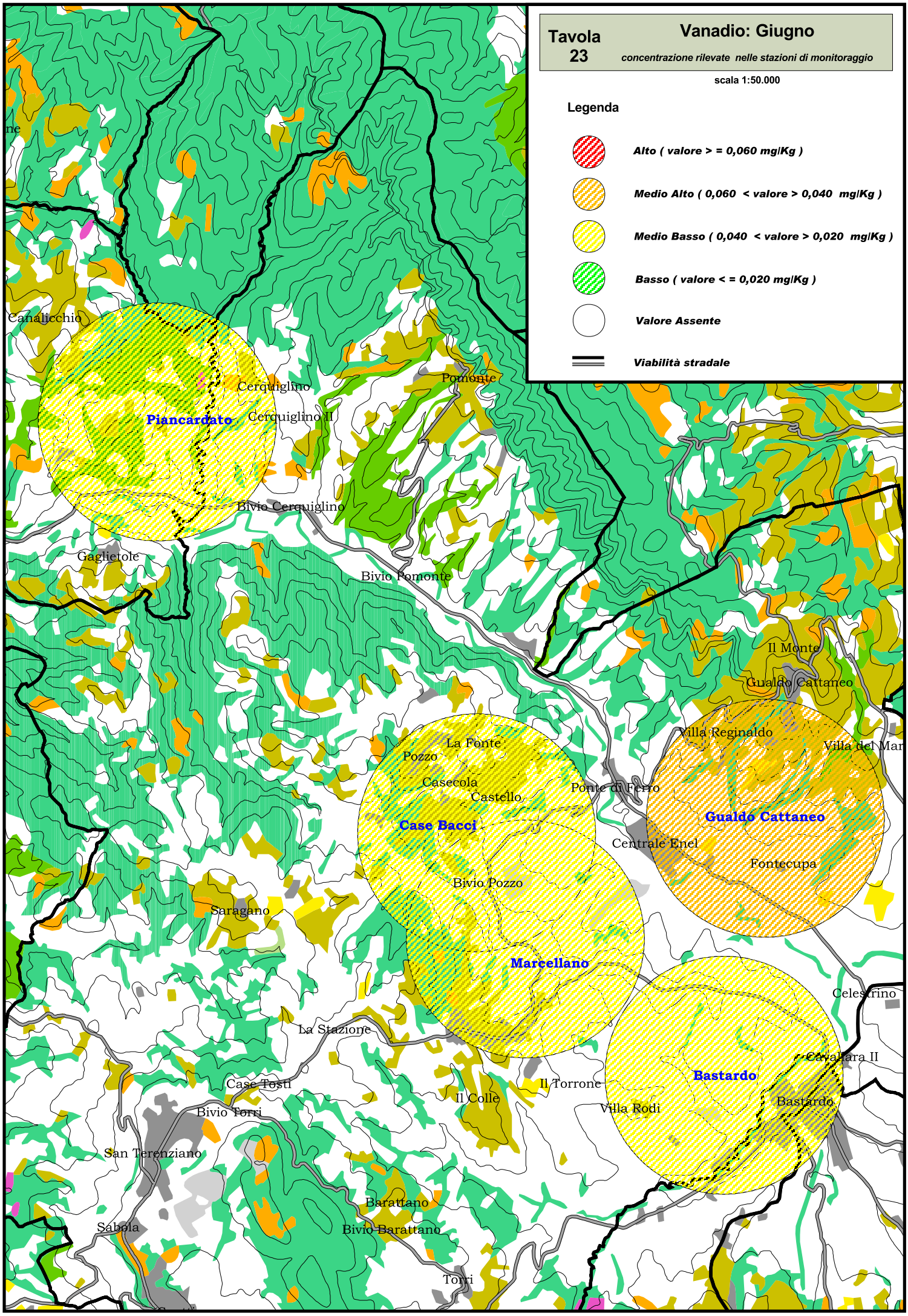


Tavola 23
Vanadio: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Bivio Cerquiglino
Pomonte
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

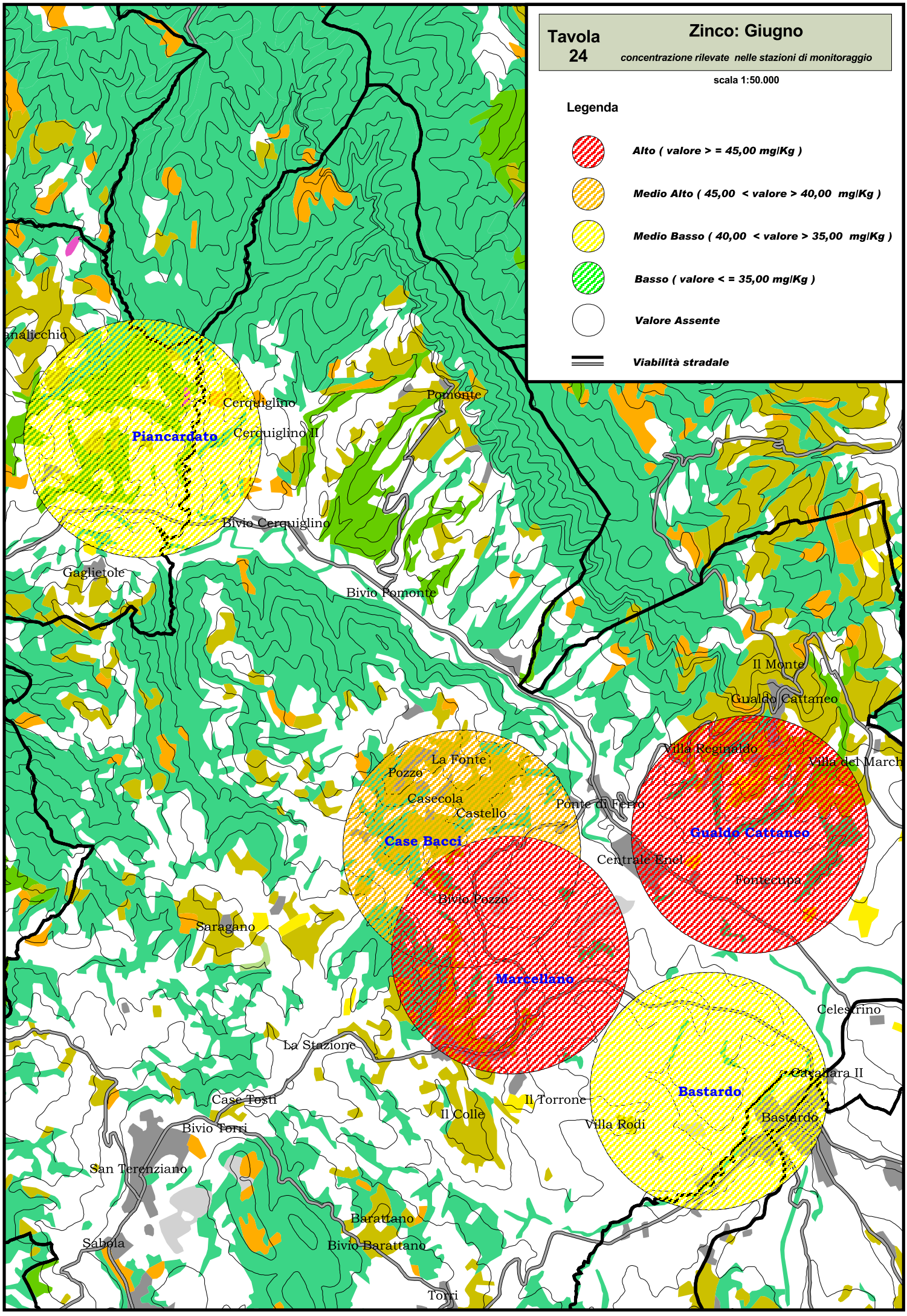


Tavola 24
Zinco: Giugno
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 45,00 mg/Kg)
Medio Alto (45,00 < valore > 40,00 mg/Kg)
Medio Basso (40,00 < valore > 35,00 mg/Kg)
Basso (valore < = 35,00 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Cerquiglino
Cerquiglino II
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Pomonte
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Centrale Enel
Pontecuppa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

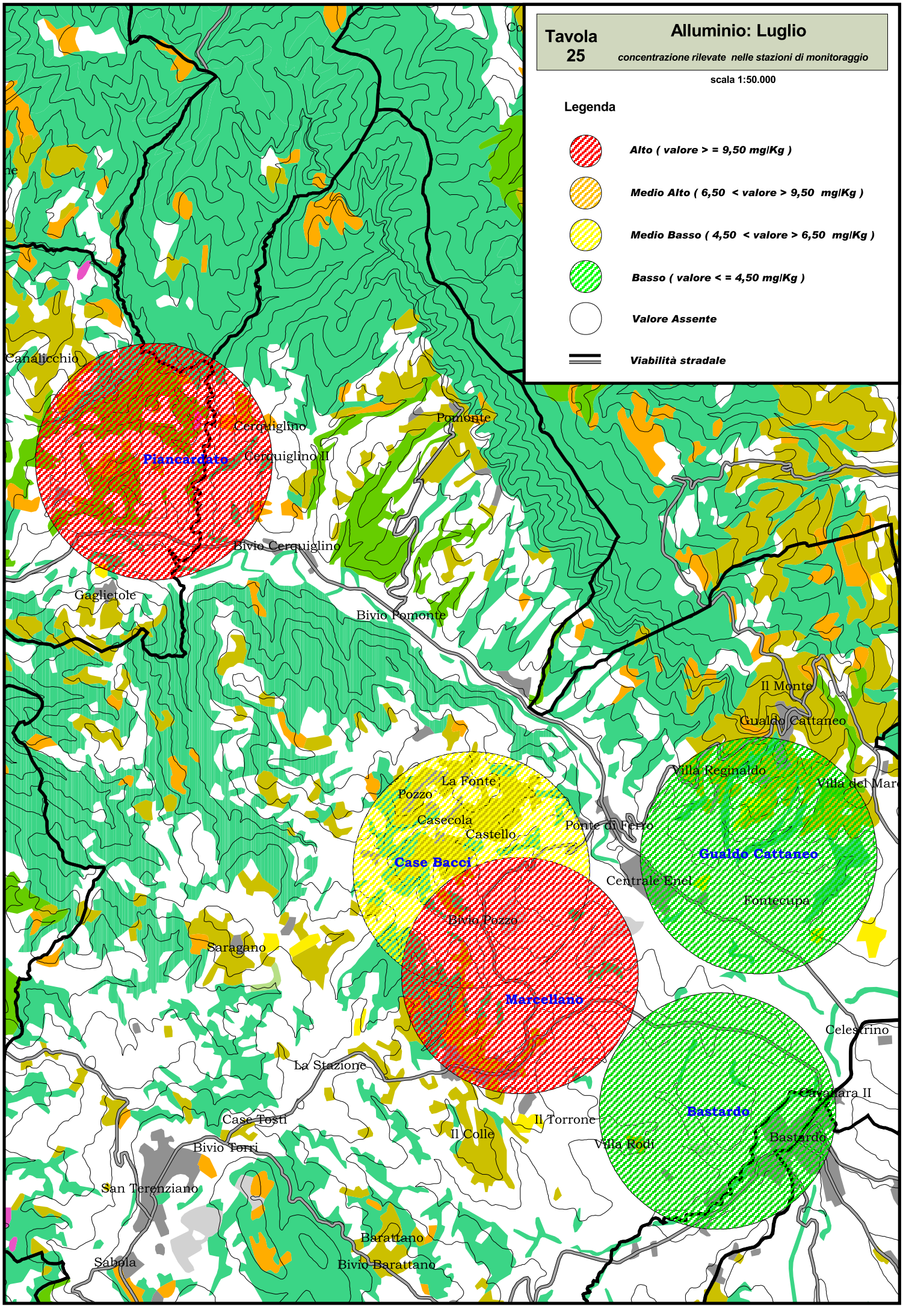


Tavola 25
Alluminio: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 9,50 mg/Kg)
Medio Alto (6,50 < valore > 9,50 mg/Kg)
Medio Basso (4,50 < valore > 6,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 4,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecuppa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Bivio Torri
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

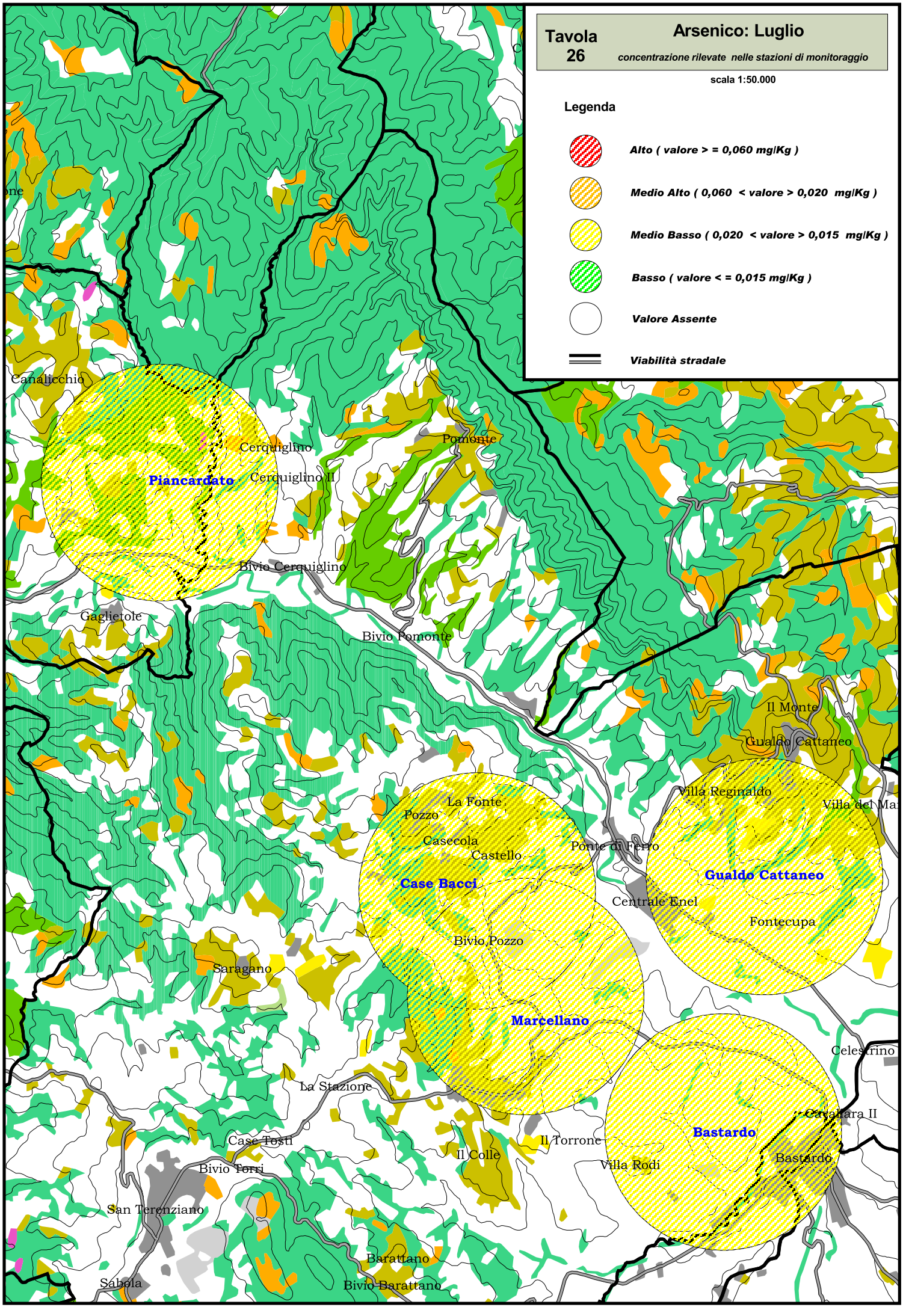


Tavola 26
Arsenico: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,020 mg/Kg)
Medio Basso (0,020 < valore > 0,015 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,015 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Ma
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bastardo
Bivio Torri
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

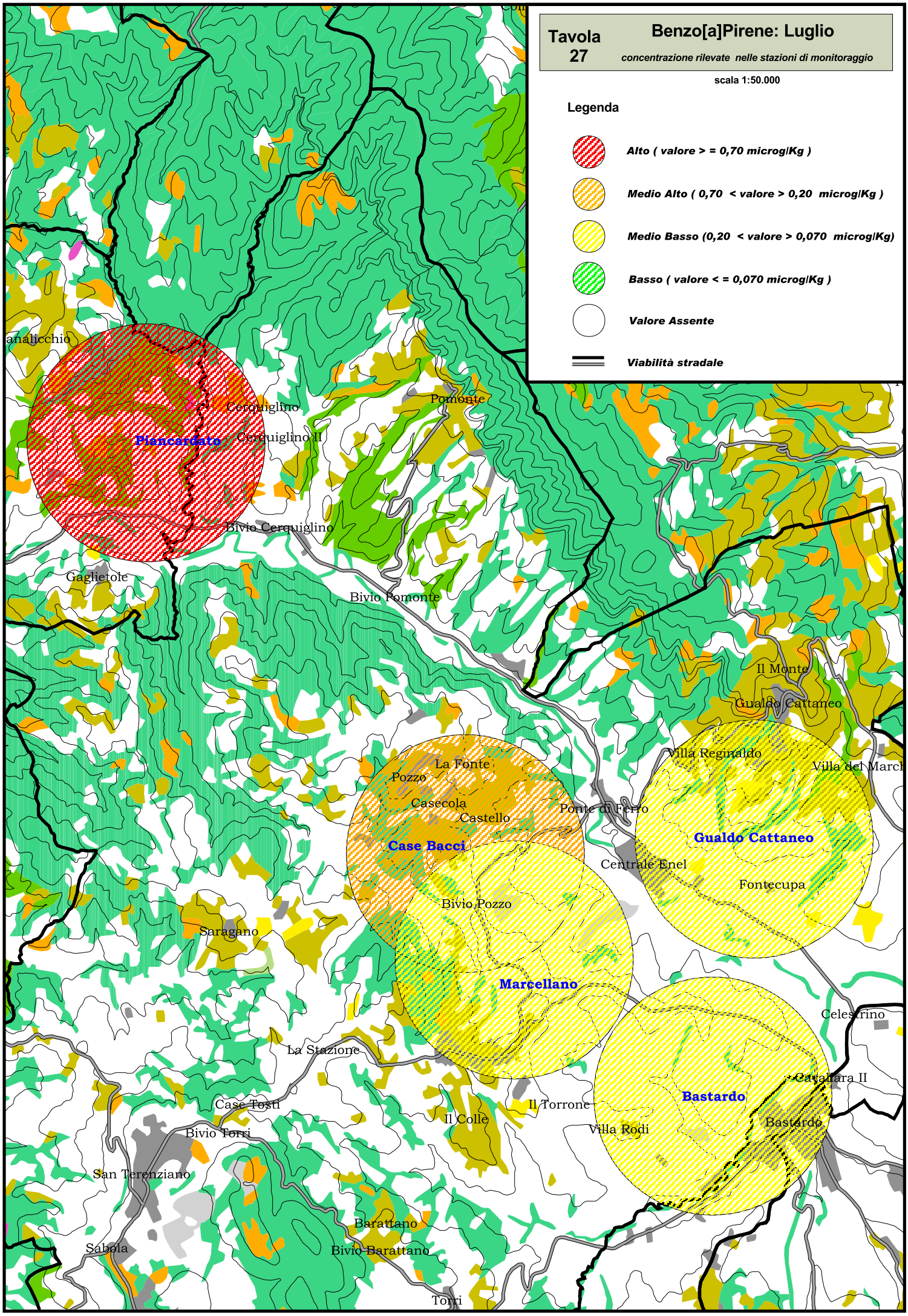


Tavola 27
Benzo[a]Pirene: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,70 microg/Kg)
Medio Alto (0,70 < valore > 0,20 microg/Kg)
Medio Basso (0,20 < valore > 0,070 microg/Kg)
Basso (valore < = 0,070 microg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancerdato
Case Bacci
Marcellano
Gualdo Cattaneo
Bastardo
Cerquiglino
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
La Ponte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Villa Reginaldo
Villa del March
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
San Terenziano
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Celestrino
Cavallara II
Barattano
Bivio Barattano
Sabbia
Torri

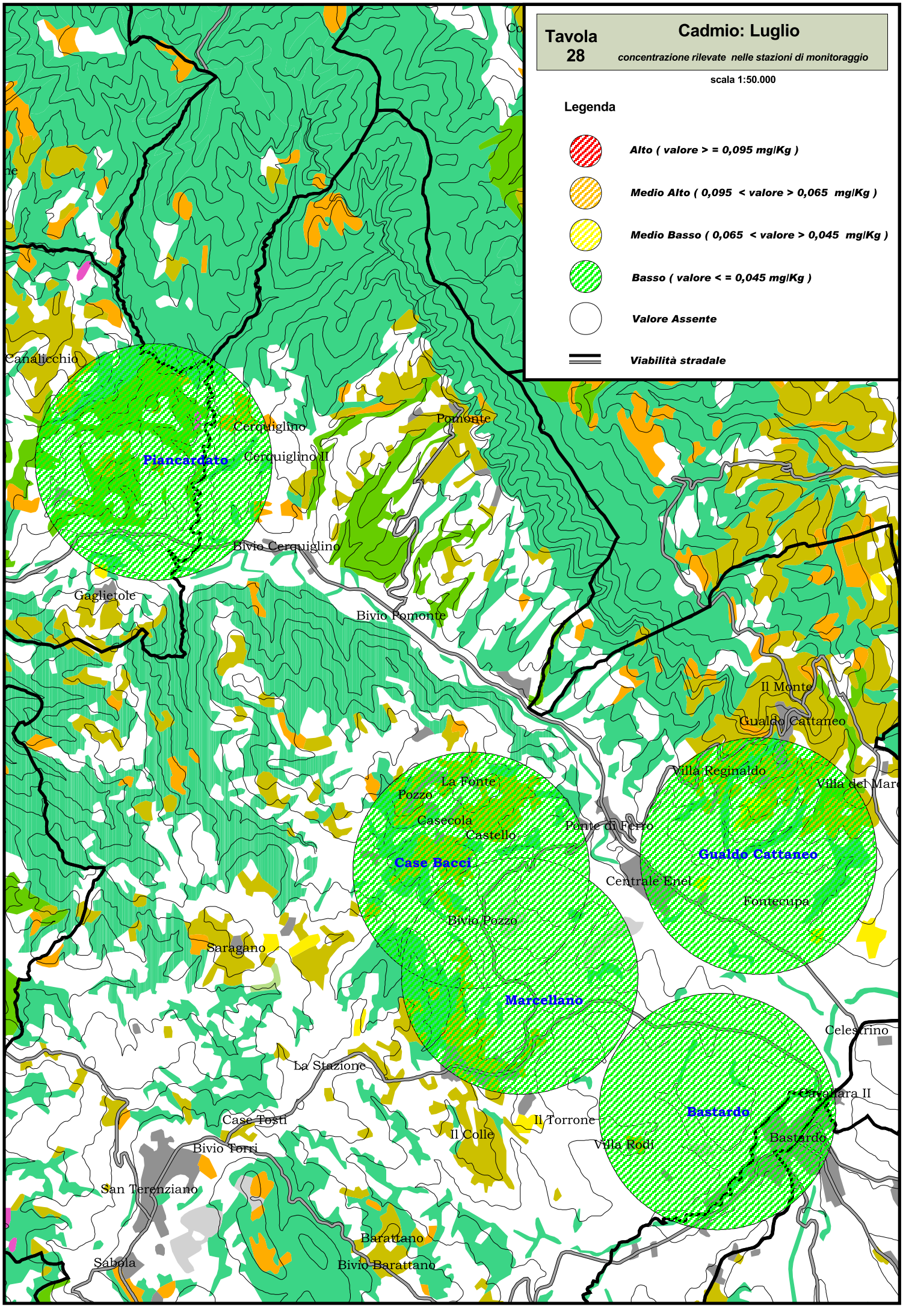


Tavola 28
Cadmio: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,095 mg/Kg)
Medio Alto (0,095 < valore > 0,065 mg/Kg)
Medio Basso (0,065 < valore > 0,045 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

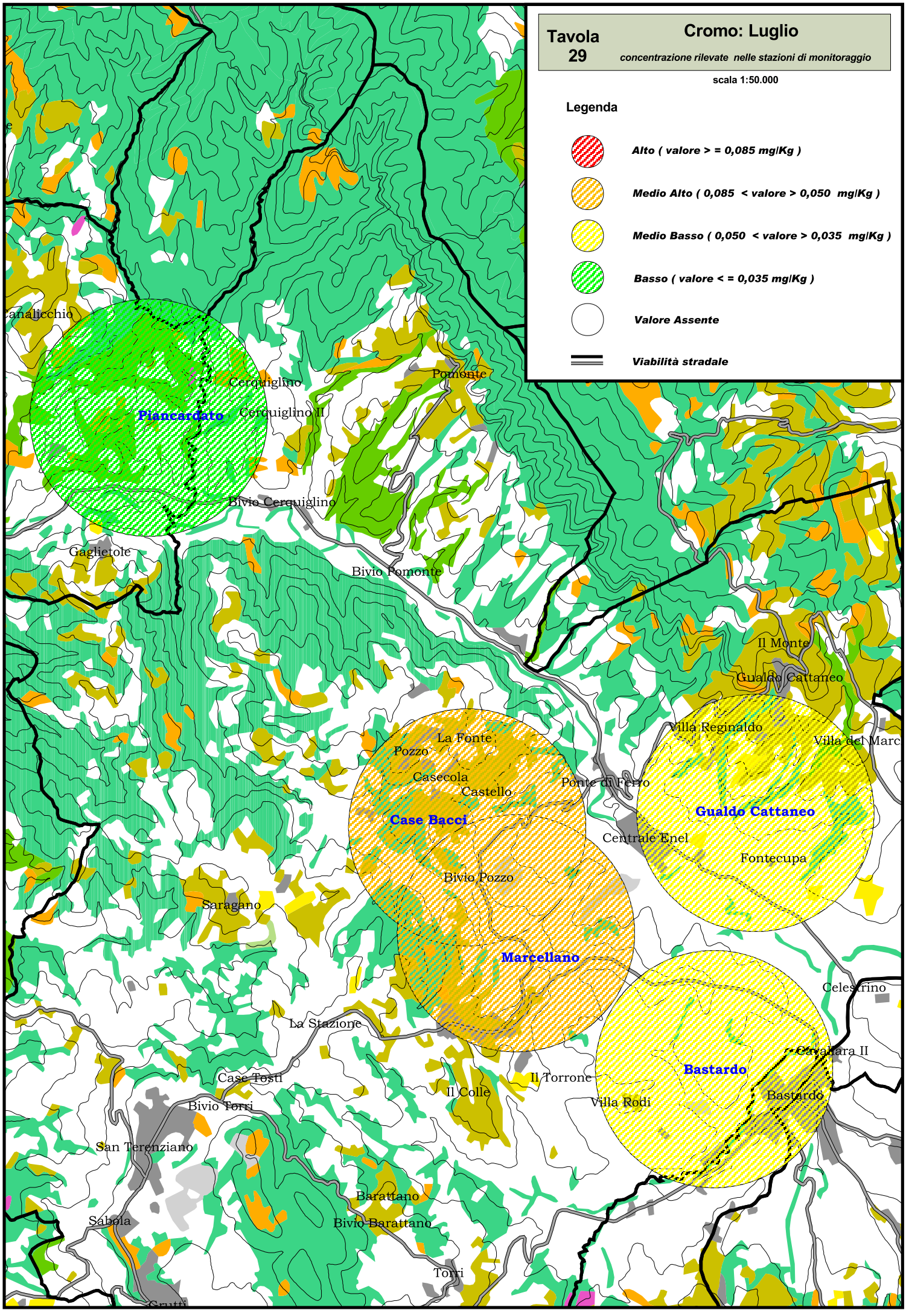


Tavola 29
Cromo: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,085 mg/Kg)
Medio Alto (0,085 < valore > 0,050 mg/Kg)
Medio Basso (0,050 < valore > 0,035 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,035 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Cerquiglino
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

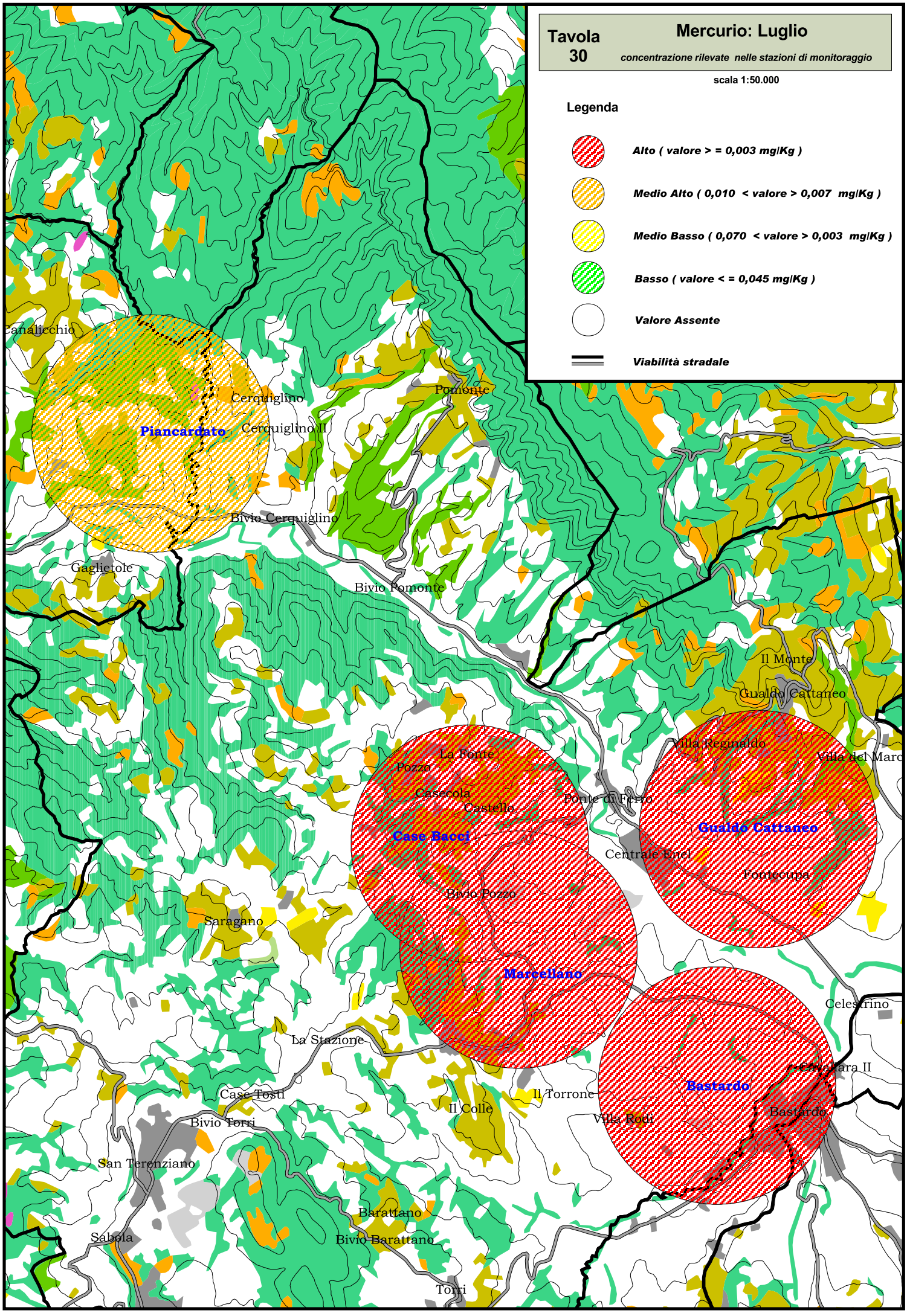


Tavola 30
Mercurio: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,003 mg/Kg)
Medio Alto (0,010 < valore > 0,007 mg/Kg)
Medio Basso (0,070 < valore > 0,003 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bivio Torri
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

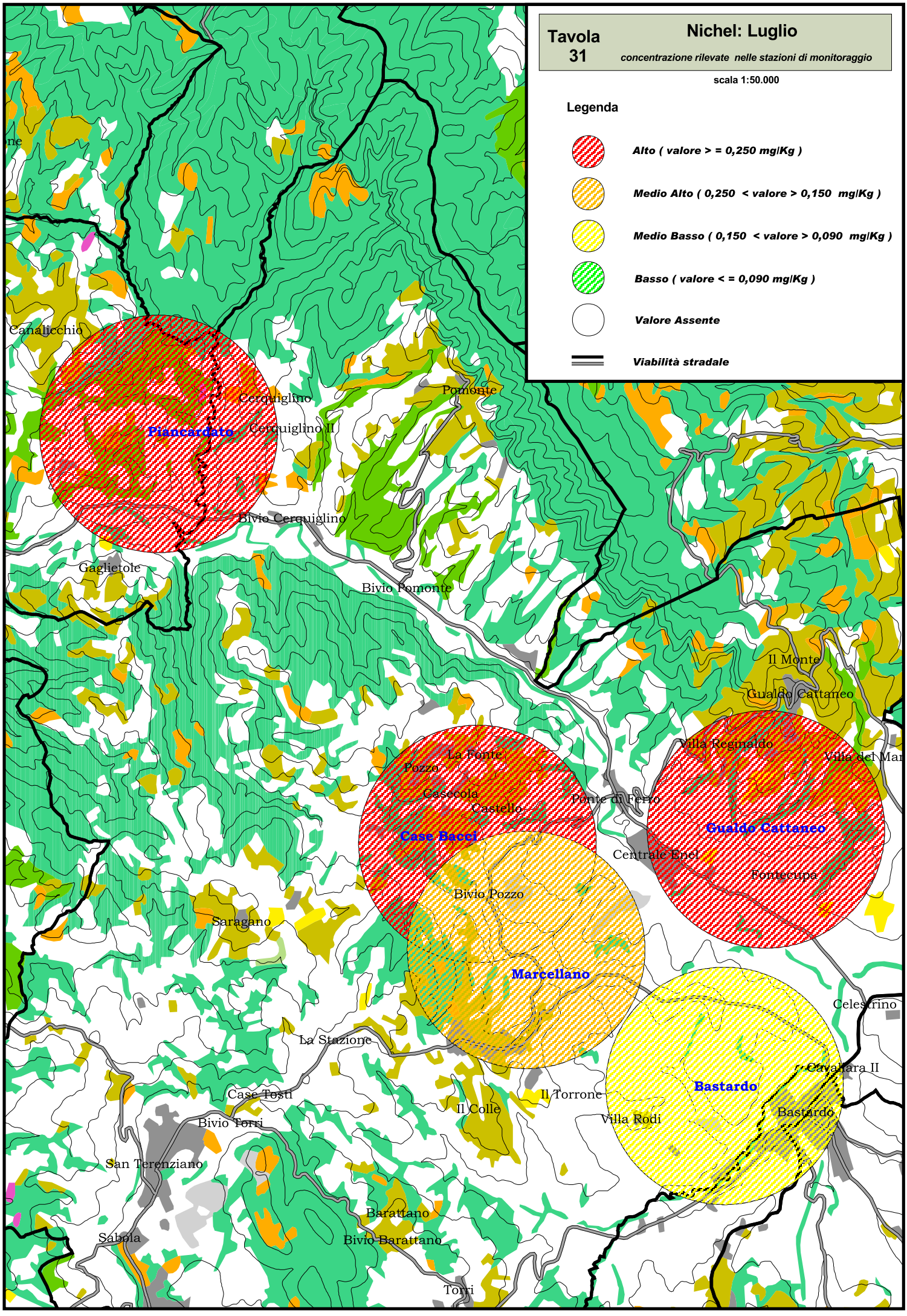


Tavola 31
Nichel: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,250 mg/Kg)
Medio Alto (0,250 < valore > 0,150 mg/Kg)
Medio Basso (0,150 < valore > 0,090 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,090 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Cascecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecuppo
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bastardo
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabbola
Bivio Barattano
Torri

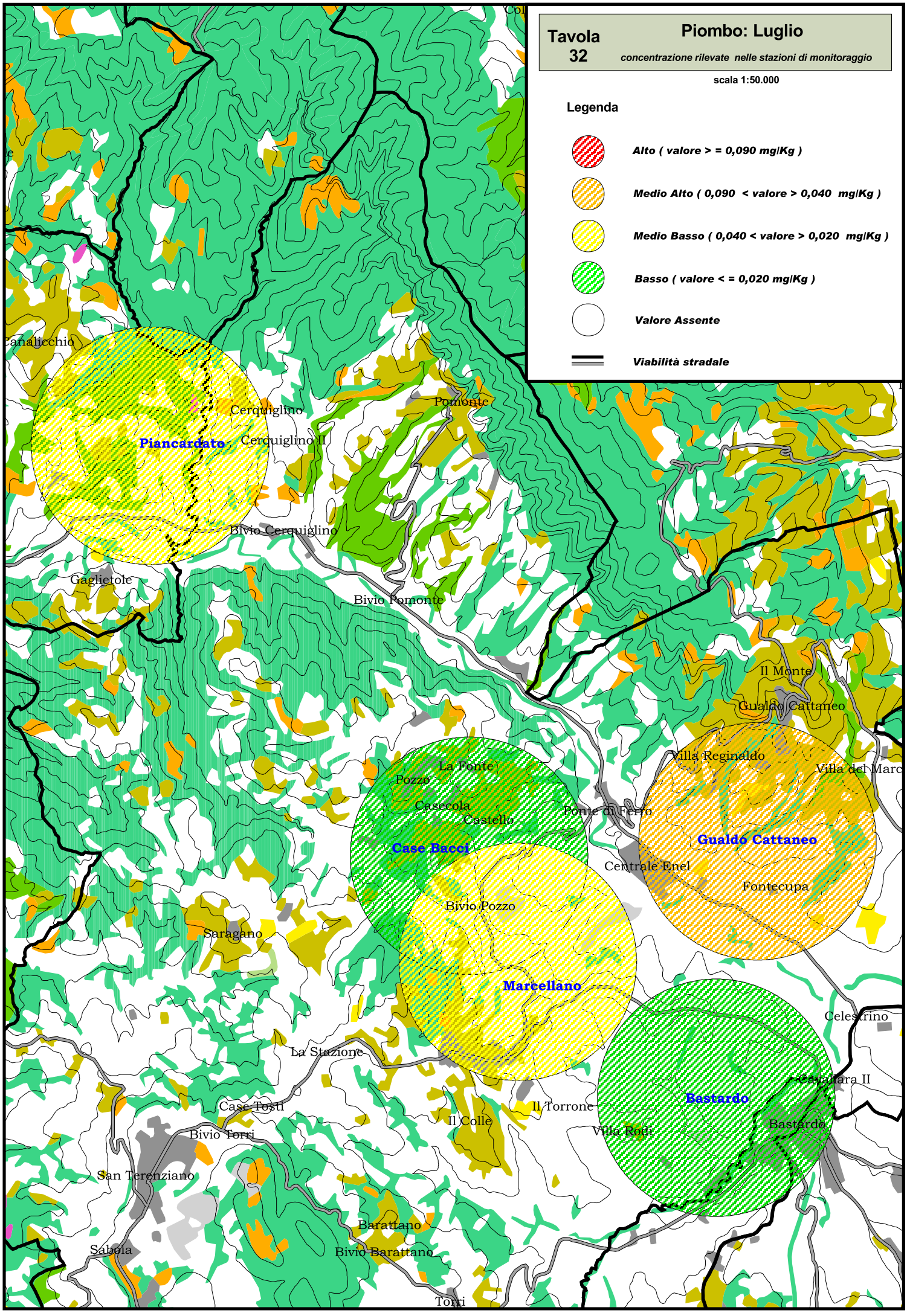


Tavola 32
Piombo: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,090 mg/Kg)
Medio Alto (0,090 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Cerquiglino
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

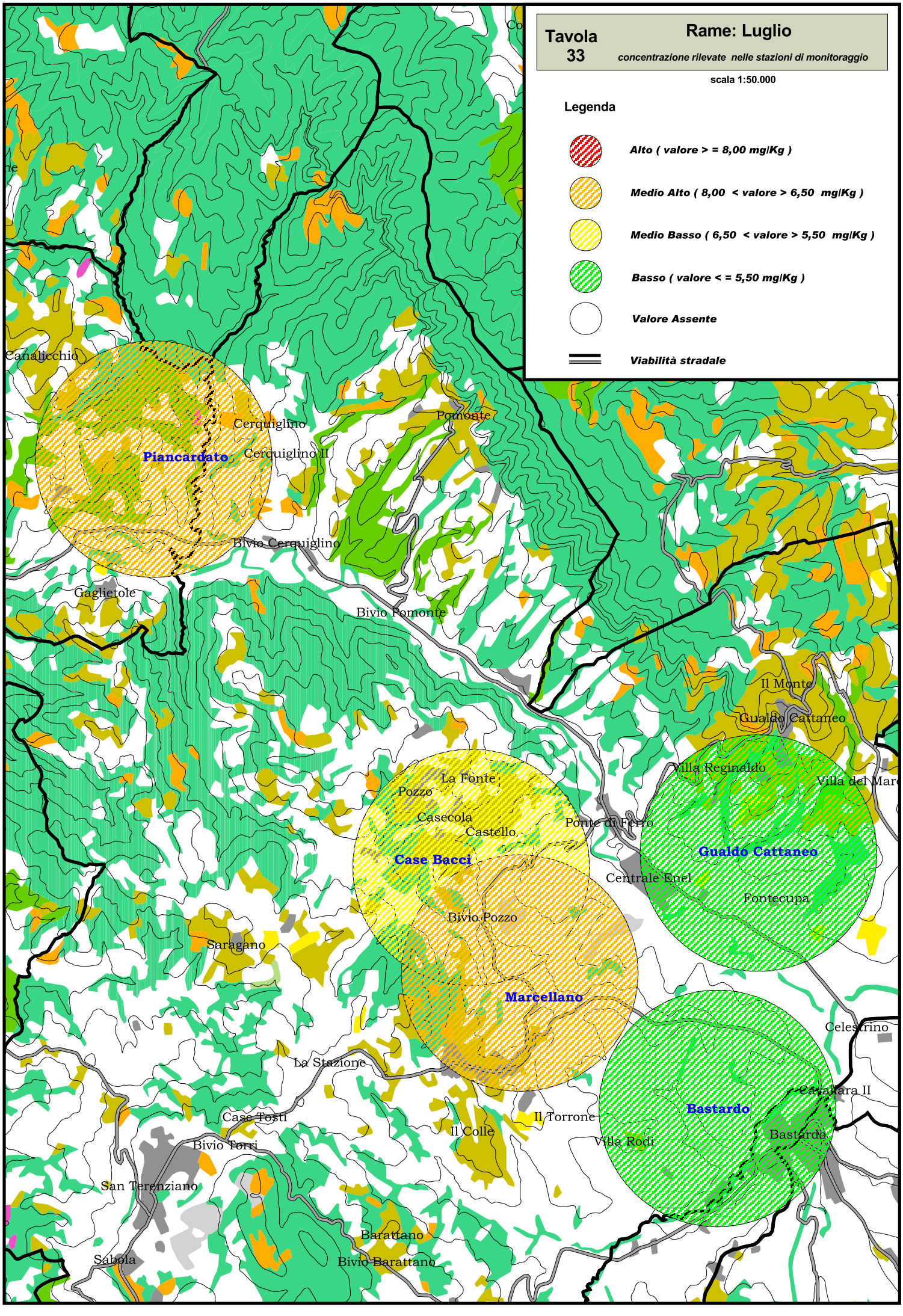


Tavola 33
Rame: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 8,00 mg/Kg)
Medio Alto (8,00 < valore > 6,50 mg/Kg)
Medio Basso (6,50 < valore > 5,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 5,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Centrale Enel
Pontecuppa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

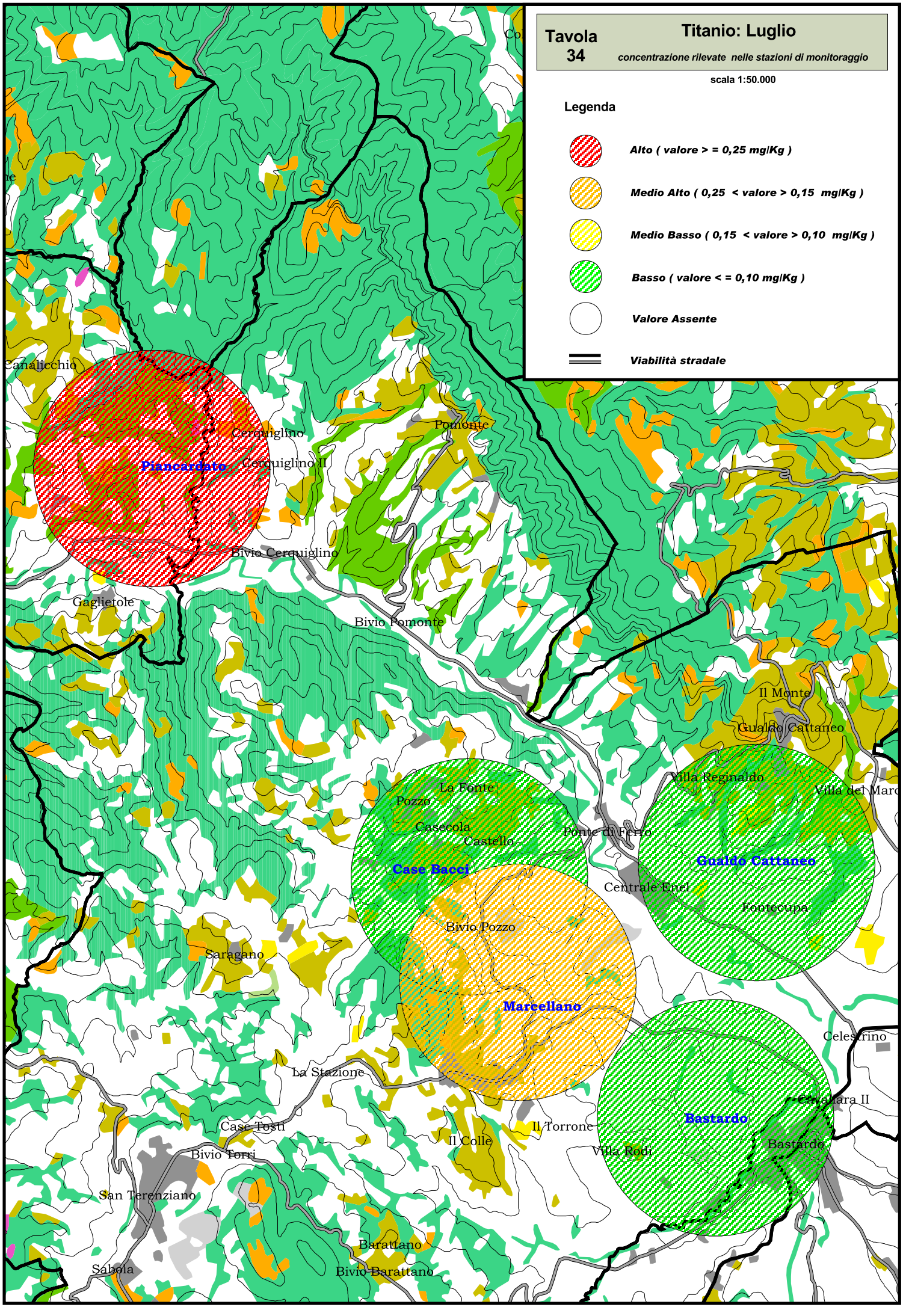


Tavola 34
Titanio: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,25 mg/Kg)
Medio Alto (0,25 < valore > 0,15 mg/Kg)
Medio Basso (0,15 < valore > 0,10 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,10 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecorpe
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

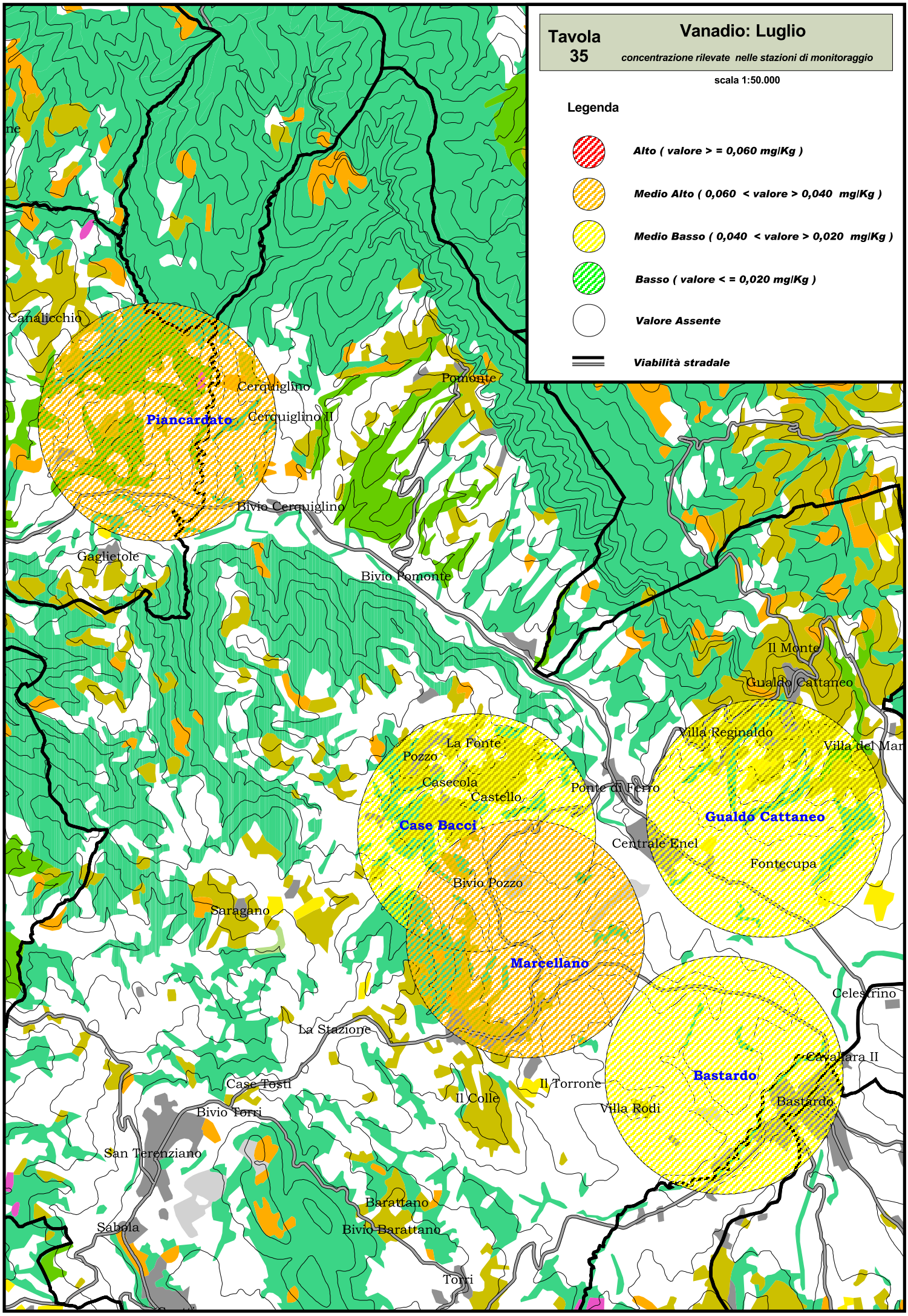


Tavola 35
Vanadio: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

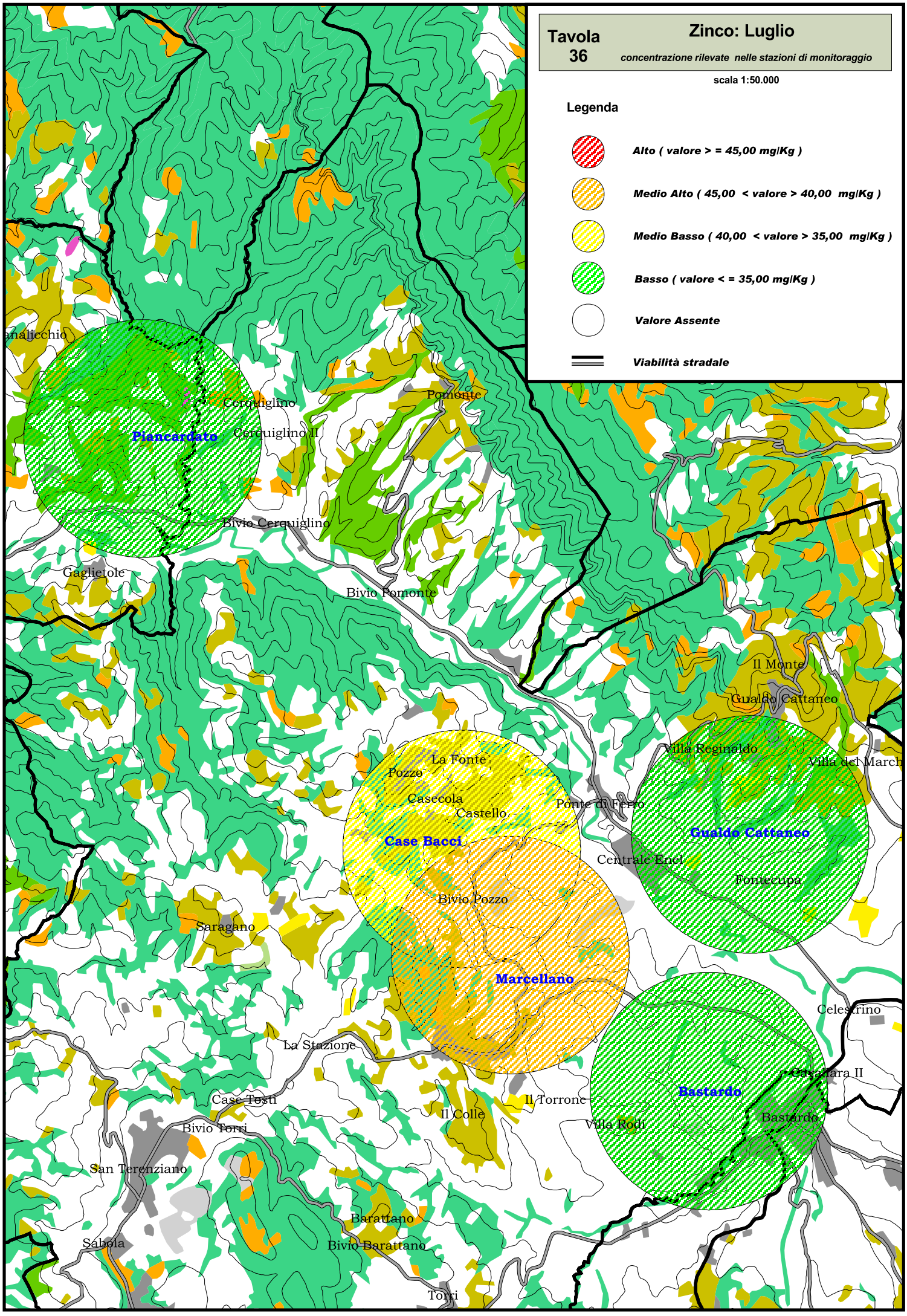


Tavola 36
Zinco: Luglio
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 45,00 mg/Kg)
Medio Alto (45,00 < valore > 40,00 mg/Kg)
Medio Basso (40,00 < valore > 35,00 mg/Kg)
Basso (valore < = 35,00 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecuppa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Bivio Torri
Ville Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

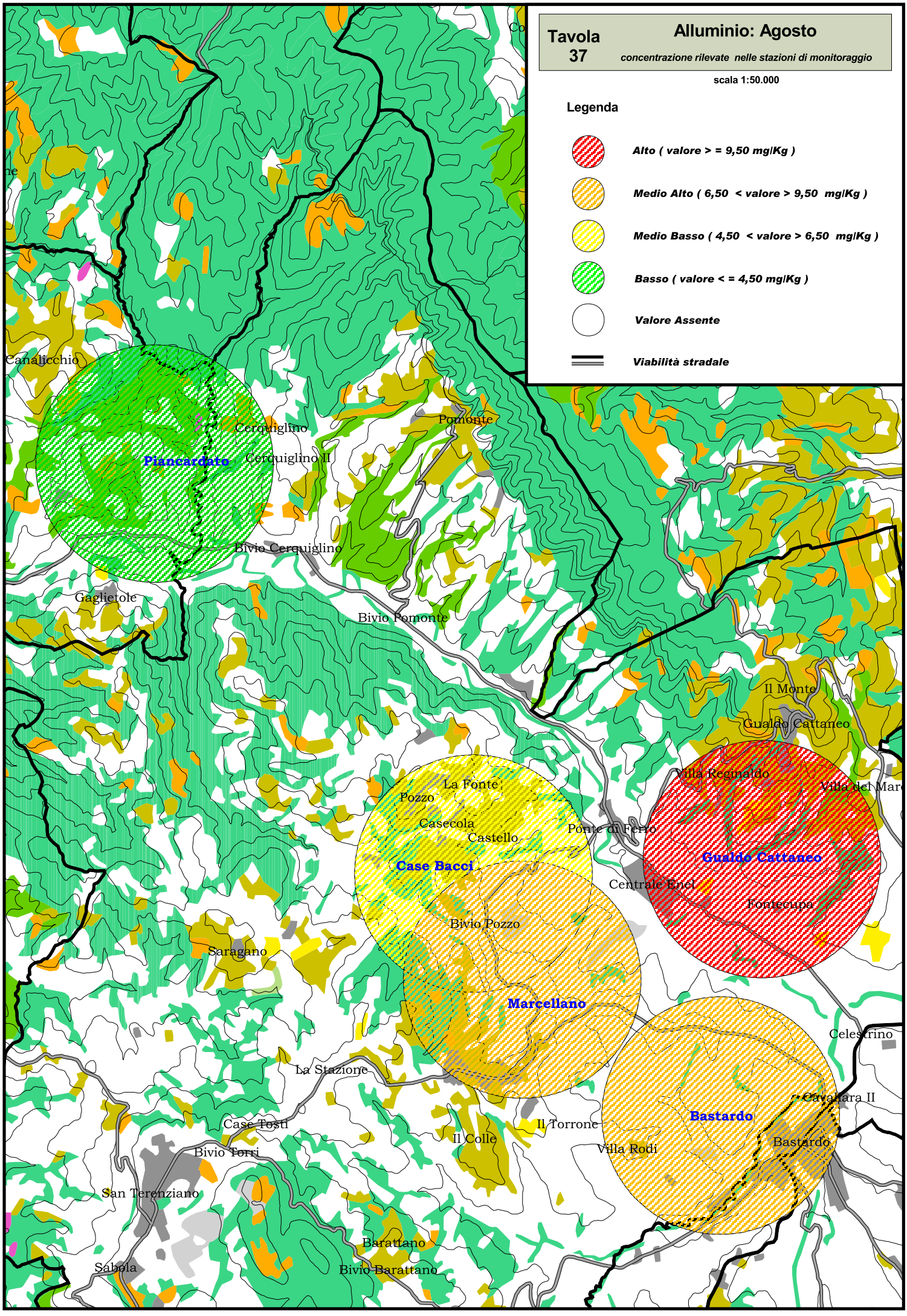


Tavola 37
Alluminio: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 9,50 mg/Kg)
Medio Alto (6,50 < valore > 9,50 mg/Kg)
Medio Basso (4,50 < valore > 6,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 4,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

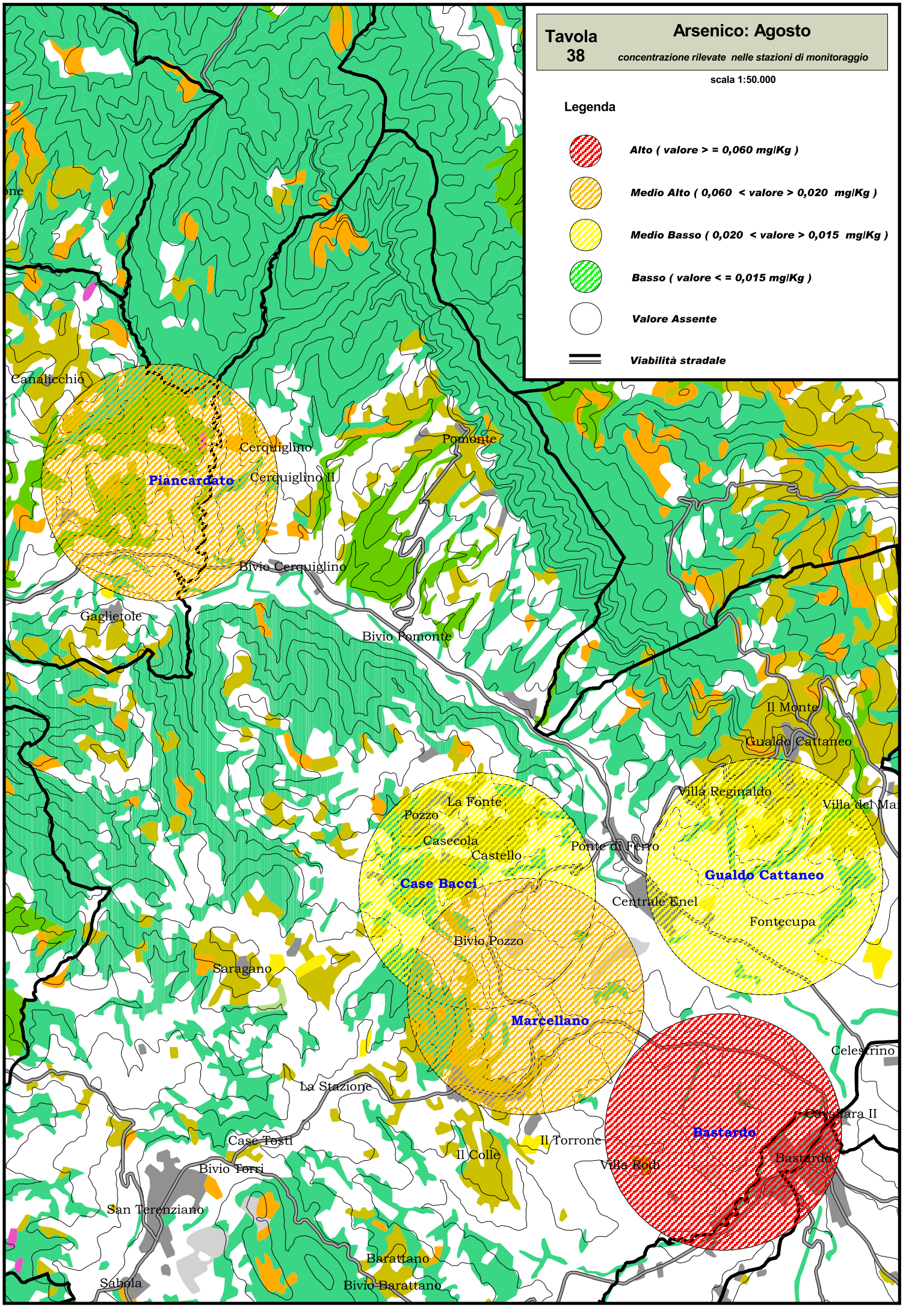


Tavola 38
Arsenico: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,020 mg/Kg)
Medio Basso (0,020 < valore > 0,015 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,015 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
San Terenziano
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Barattano
Bivio Barattano
Sabola

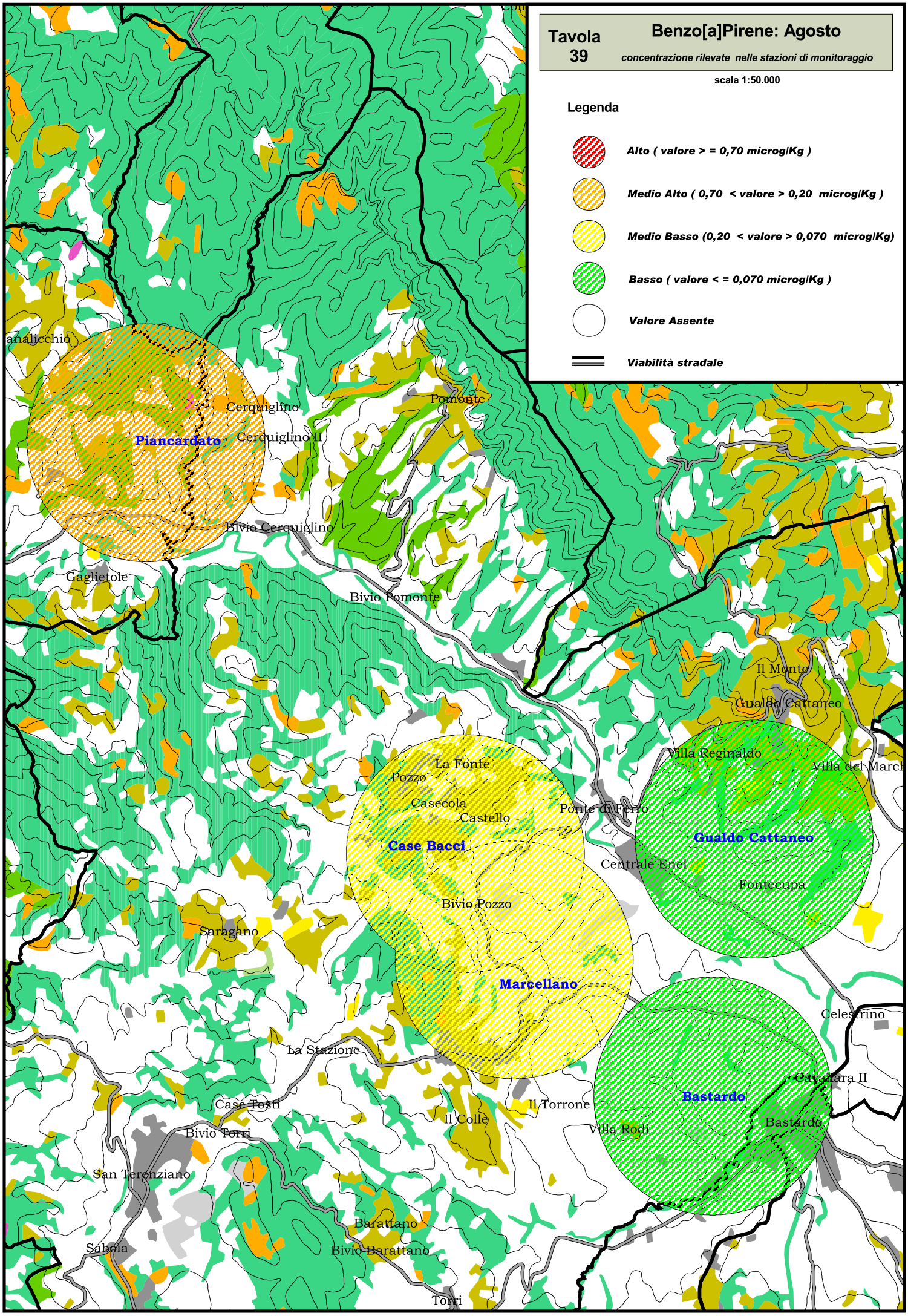


Tavola 39
Benzo[a]Pirene: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,70 microg/Kg)
Medio Alto (0,70 < valore > 0,20 microg/Kg)
Medio Basso (0,20 < valore > 0,070 microg/Kg)
Basso (valore < = 0,070 microg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
analicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fonteccupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabala
Bivio Barattano
Torri

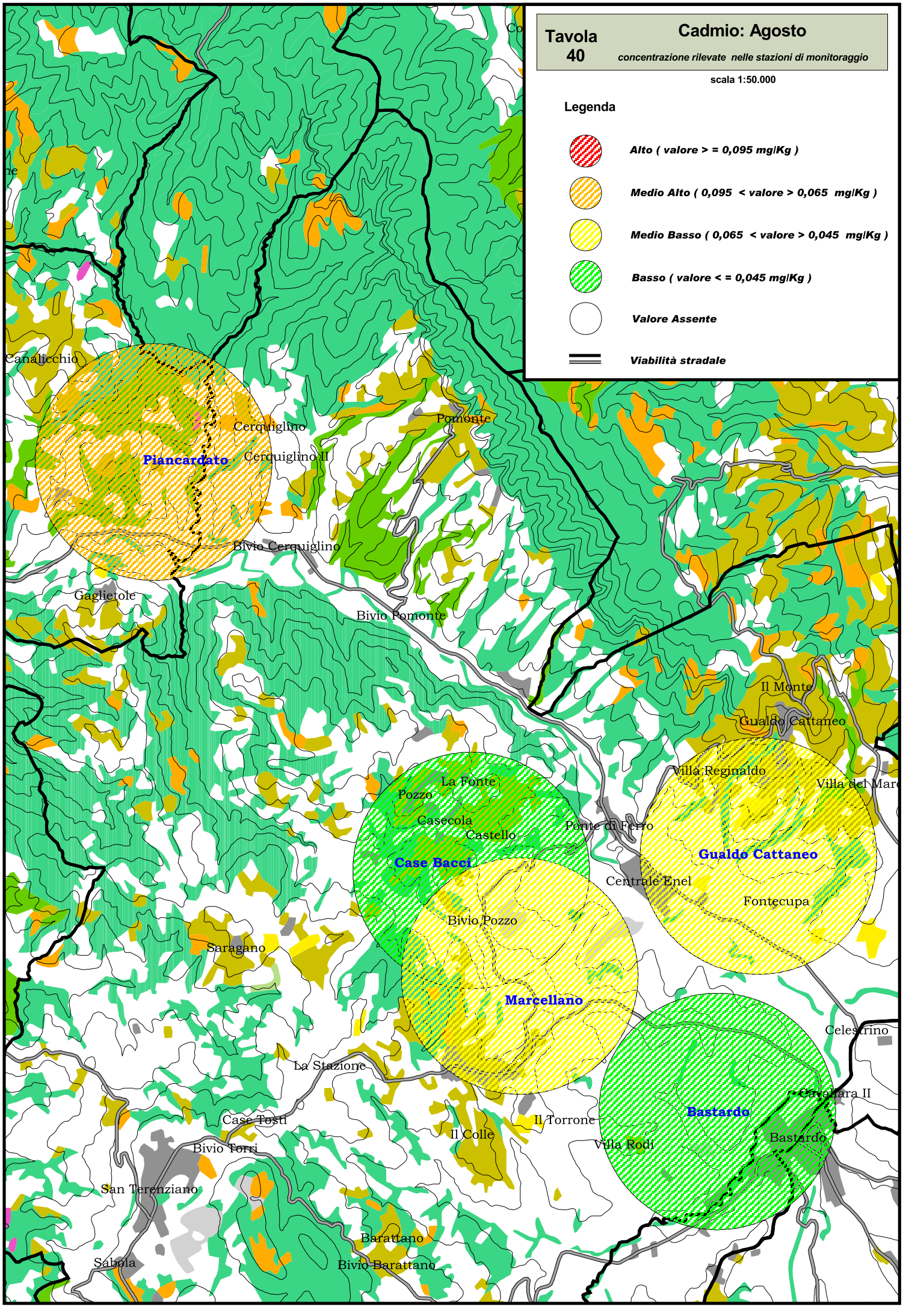


Tavola 40
Cadmio: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,095 mg/Kg)
Medio Alto (0,095 < valore > 0,065 mg/Kg)
Medio Basso (0,065 < valore > 0,045 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

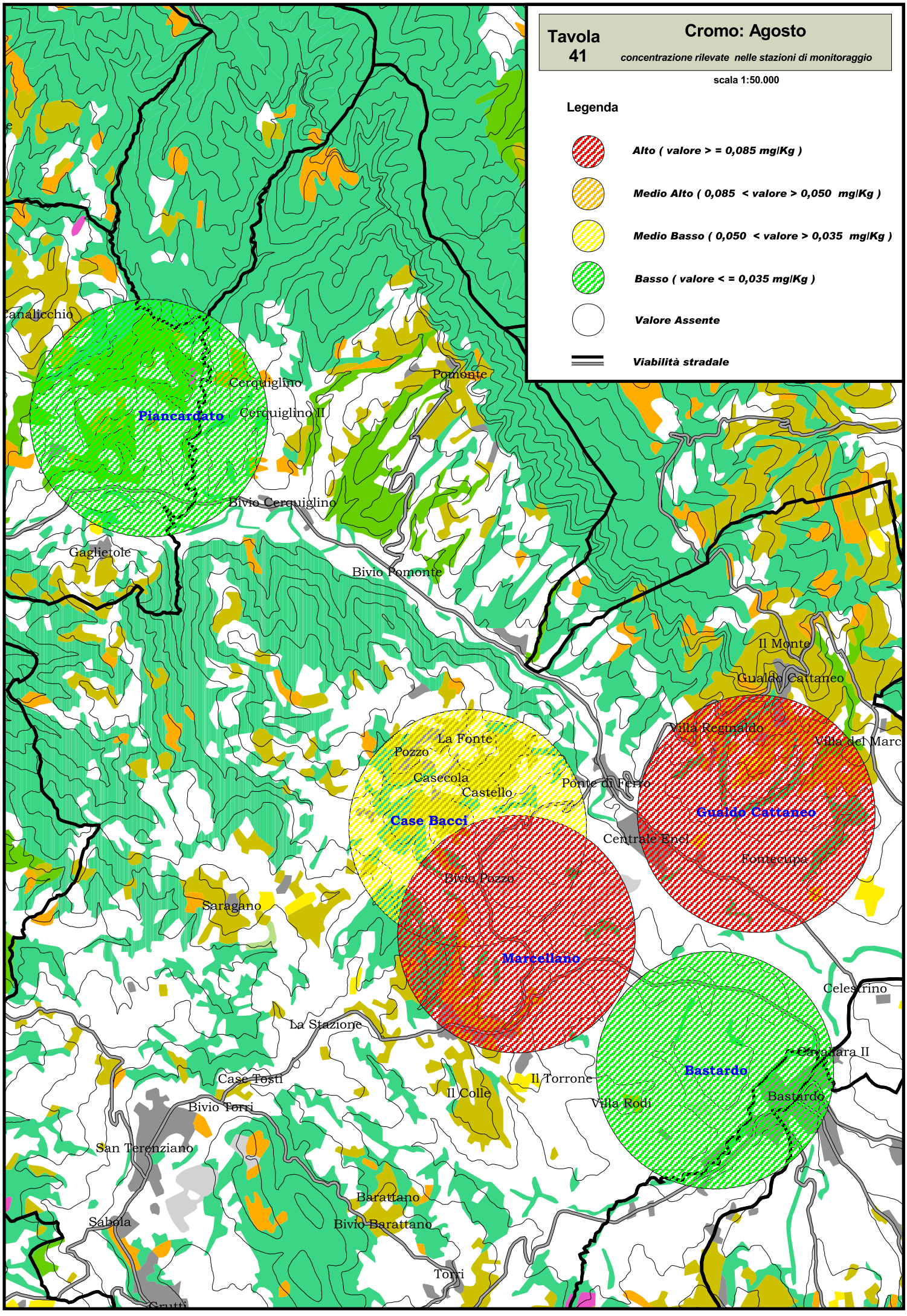


Tavola 41
Cromo: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,085 mg/Kg)
Medio Alto (0,085 < valore > 0,050 mg/Kg)
Medio Basso (0,050 < valore > 0,035 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,035 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Cerquiglino
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecuppo
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

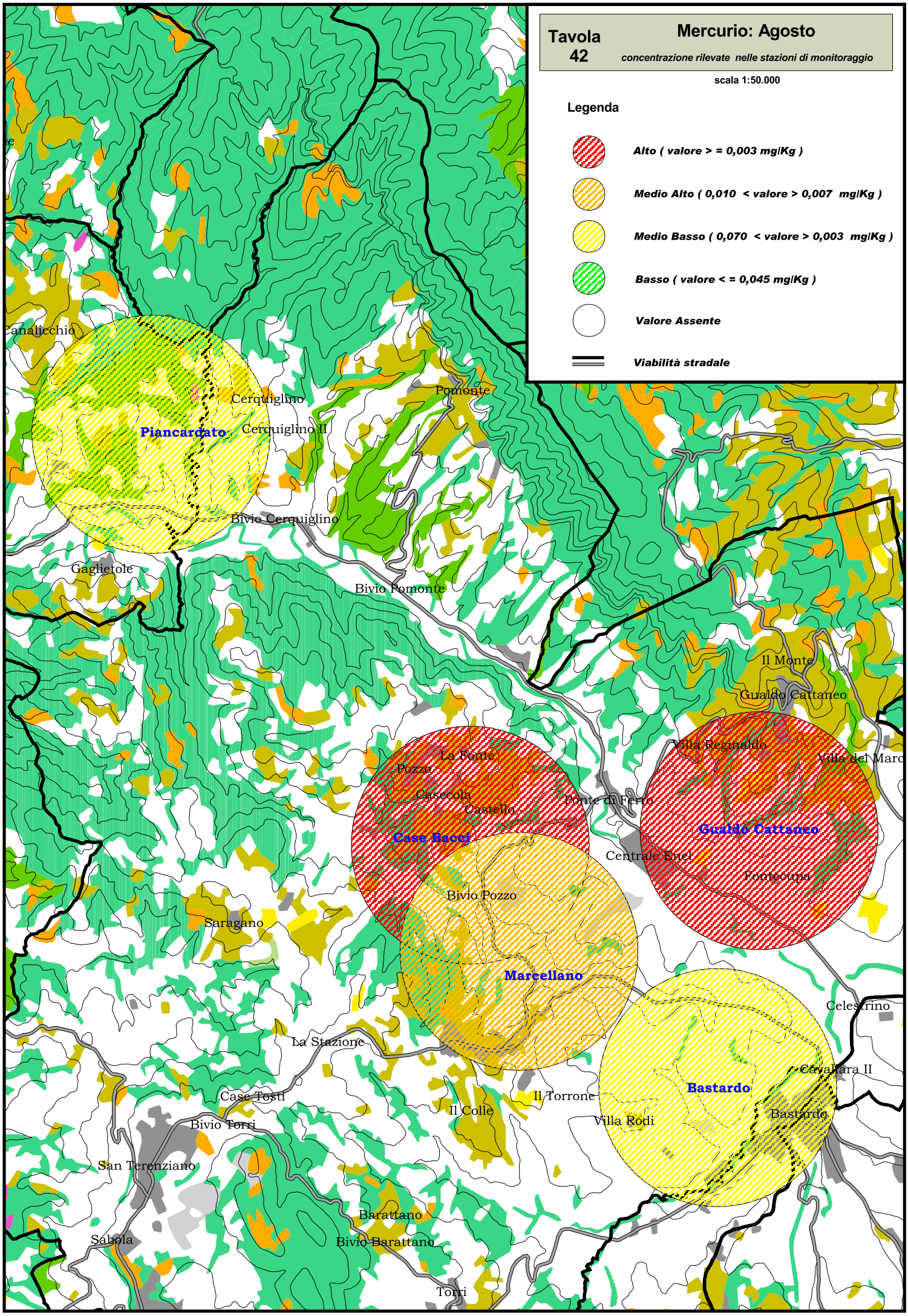


Tavola 42
Mercurio: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,003 mg/Kg)
Medio Alto (0,010 < valore > 0,007 mg/Kg)
Medio Basso (0,070 < valore > 0,003 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bastardo
Bivio Torri
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

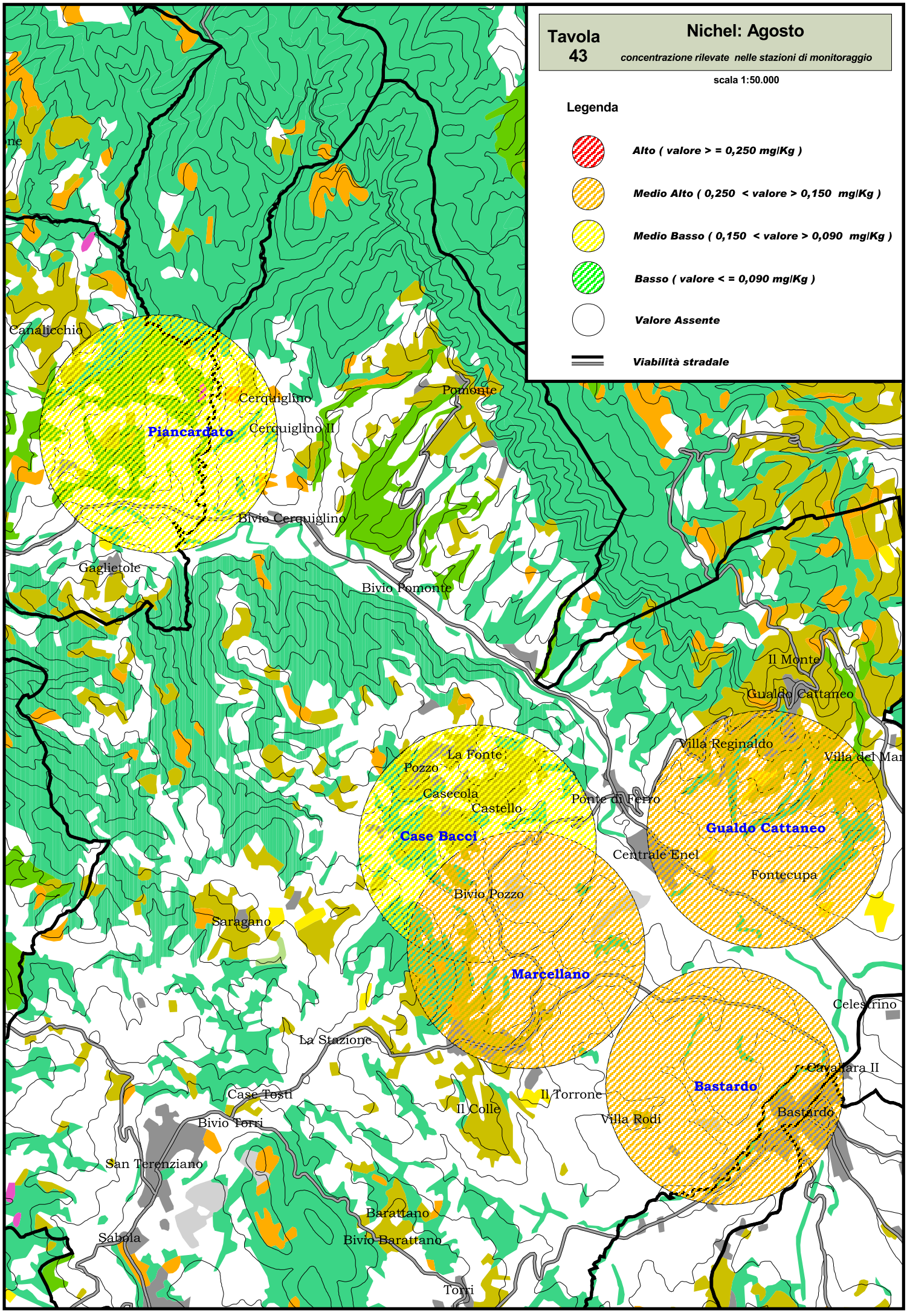


Tavola 43
Nichel: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,250 mg/Kg)
Medio Alto (0,250 < valore > 0,150 mg/Kg)
Medio Basso (0,150 < valore > 0,090 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,090 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bastardo
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

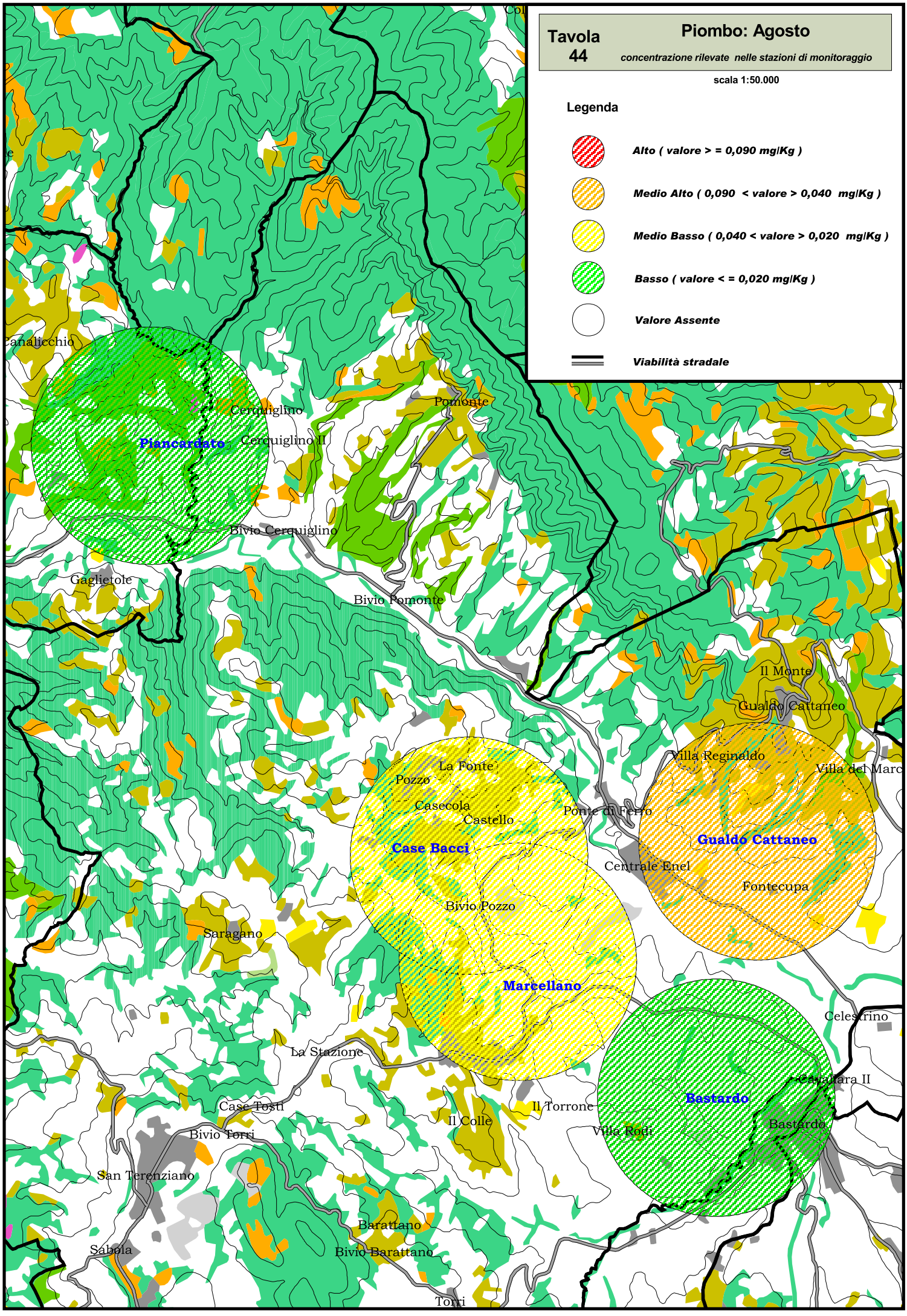


Tavola 44
Piombo: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,090 mg/Kg)
Medio Alto (0,090 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Villa Reginaldo
Villa del Marc
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

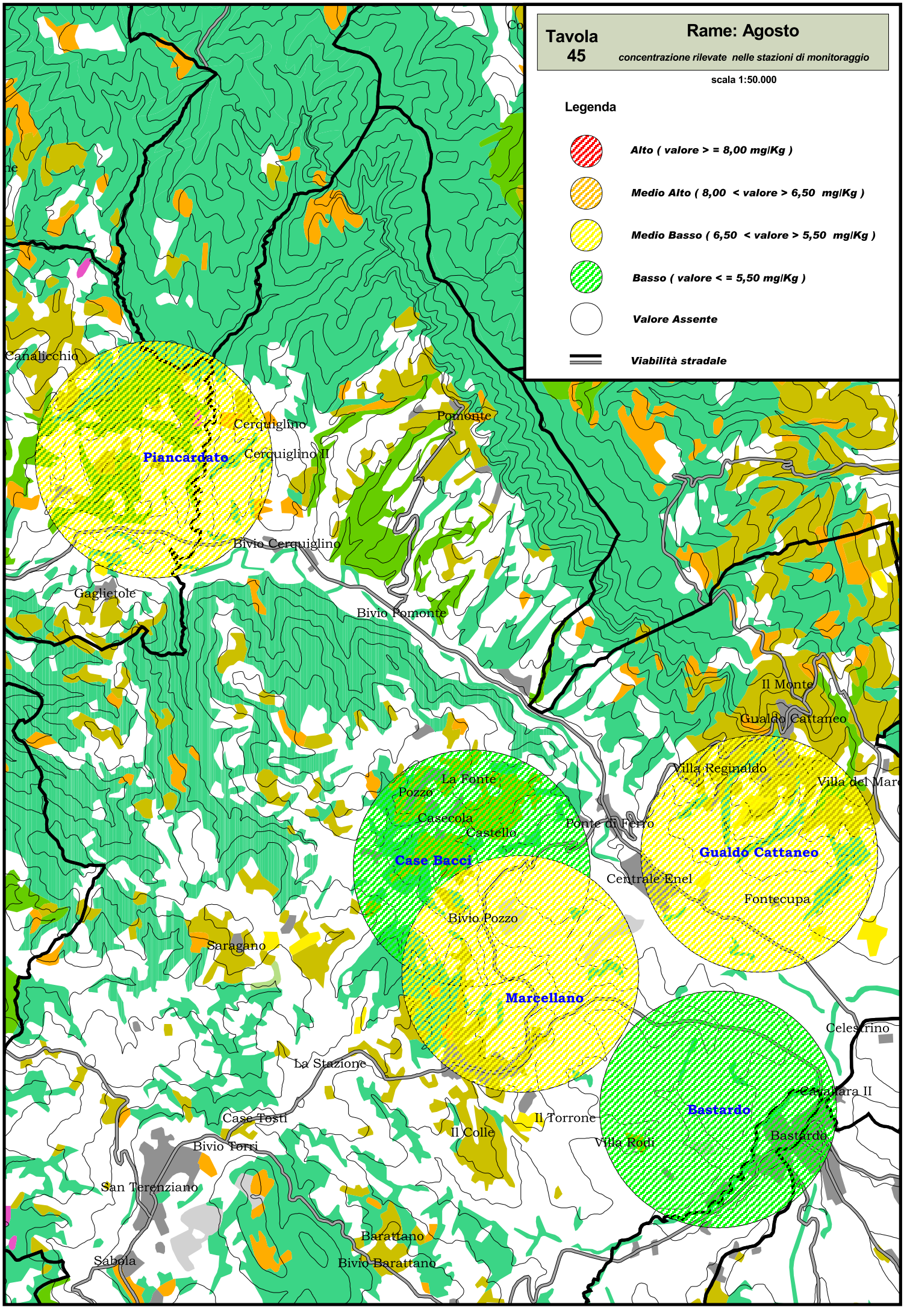


Tavola 45
Rame: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 8,00 mg/Kg)
Medio Alto (8,00 < valore > 6,50 mg/Kg)
Medio Basso (6,50 < valore > 5,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 5,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Cascola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Il Torrone
Bastardo
Case Tosti
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

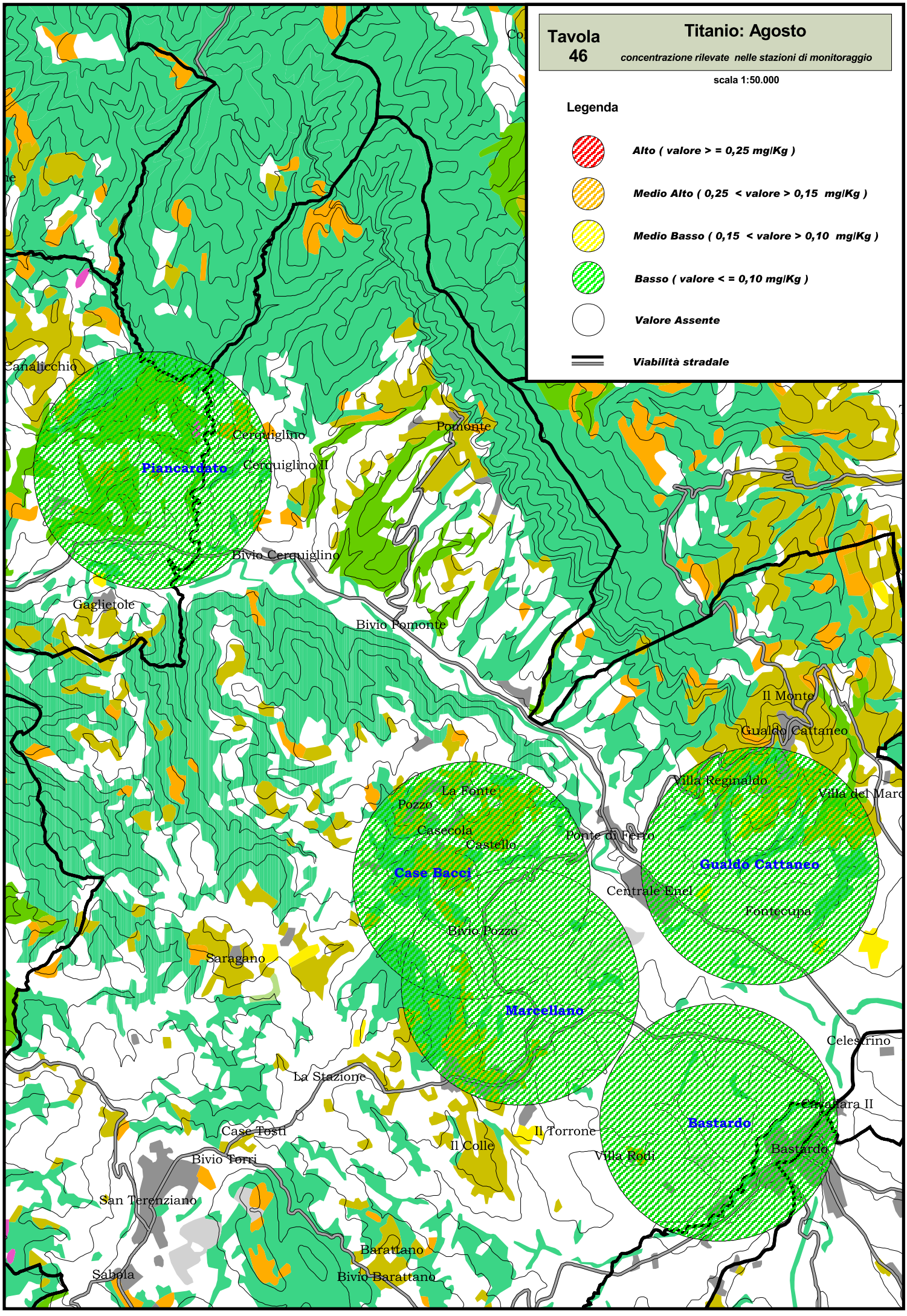


Tavola 46
Titanio: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,25 mg/Kg)
Medio Alto (0,25 < valore > 0,15 mg/Kg)
Medio Basso (0,15 < valore > 0,10 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,10 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Bivio Cerquiglino
Pomonte
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Bastardo
Bivio Torri
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

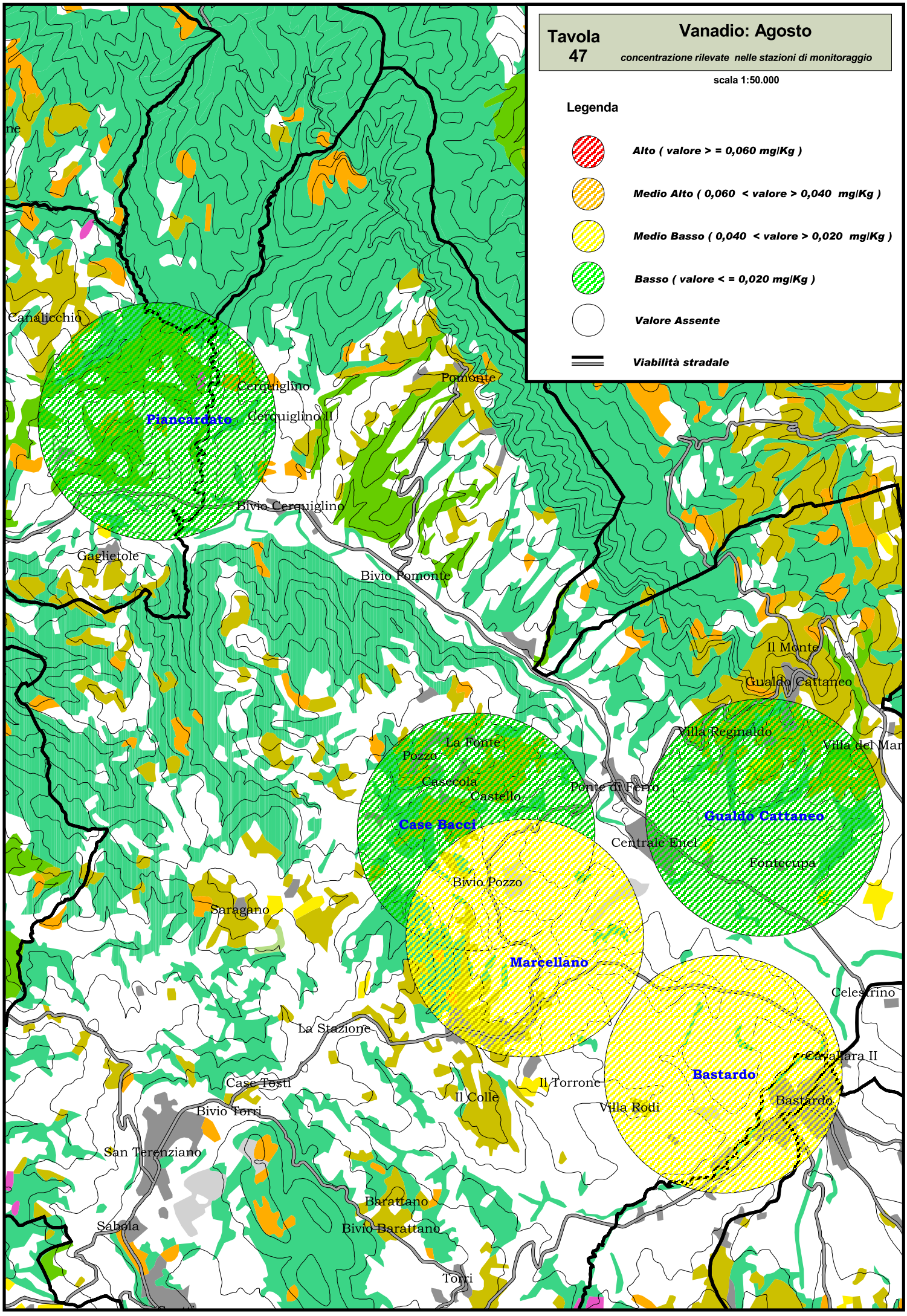


Tavola 47
Vanadio: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Cascecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecupo
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

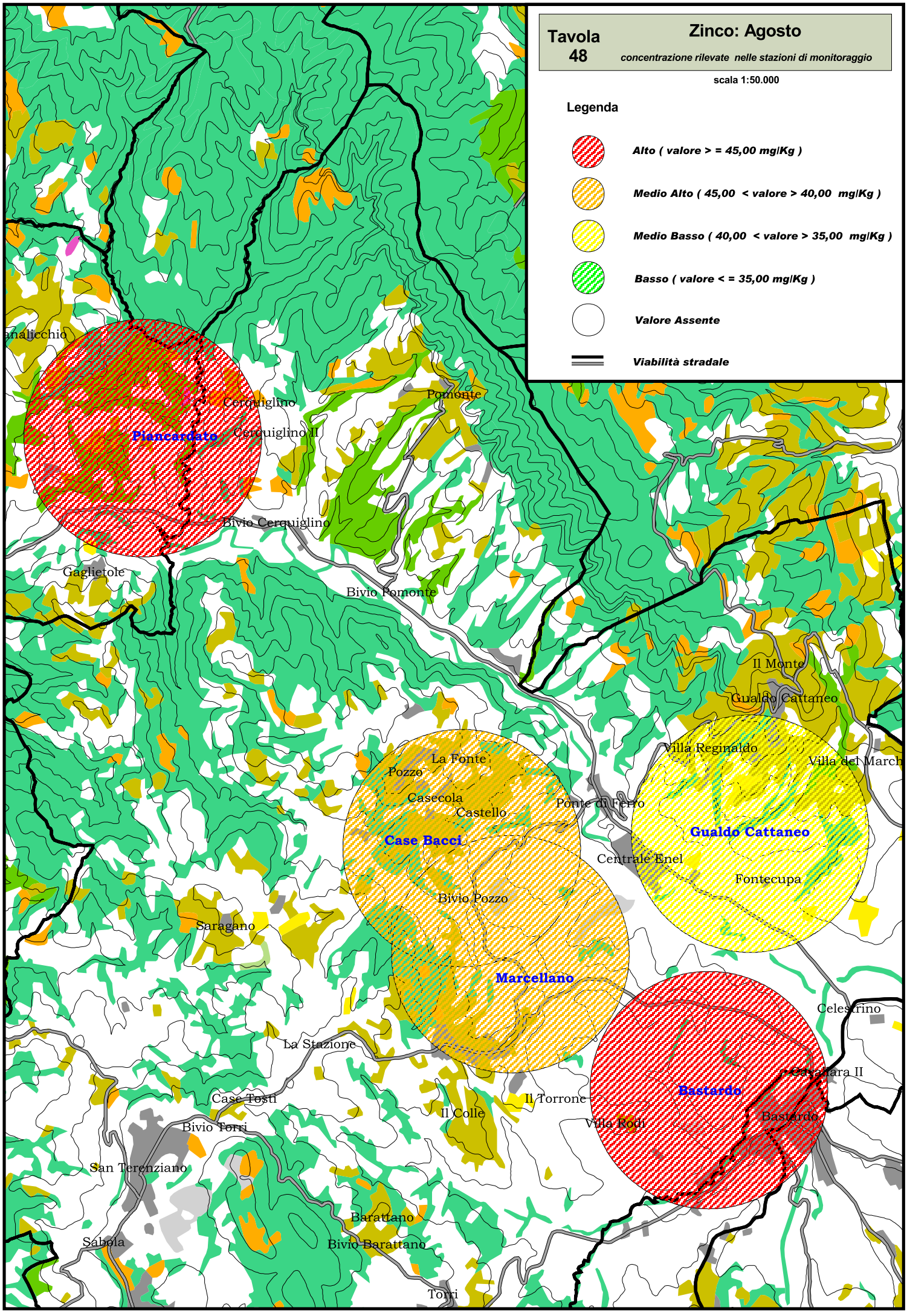


Tavola 48
Zinco: Agosto
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 45,00 mg/Kg)
Medio Alto (45,00 < valore > 40,00 mg/Kg)
Medio Basso (40,00 < valore > 35,00 mg/Kg)
Basso (valore < = 35,00 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Cerquiglino
Cerquiglino II
Bivio Cerquiglino
Pomonte
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

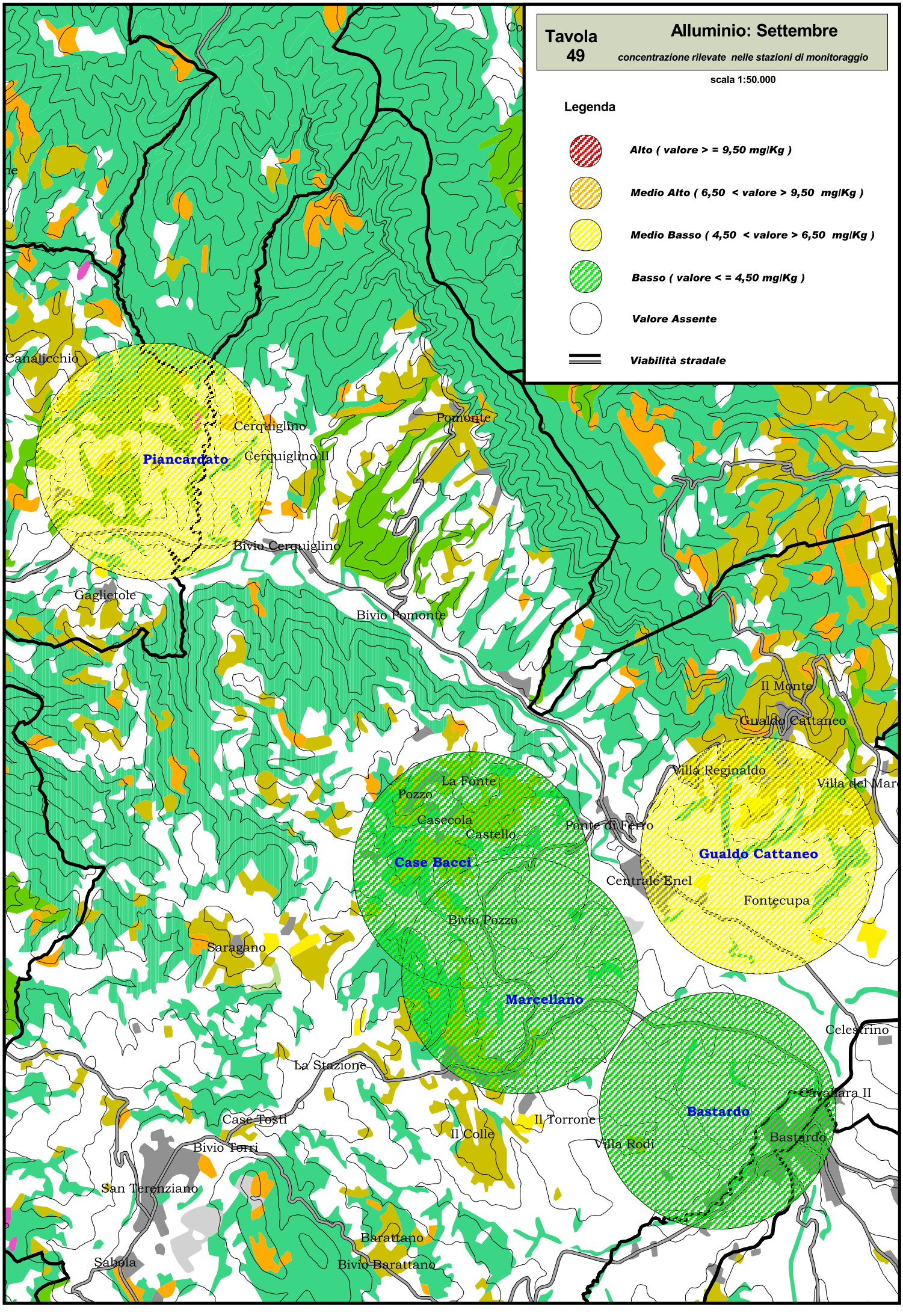


Tavola 49
Alluminio: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 9,50 mg/Kg)
Medio Alto (6,50 < valore > 9,50 mg/Kg)
Medio Basso (4,50 < valore > 6,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 4,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

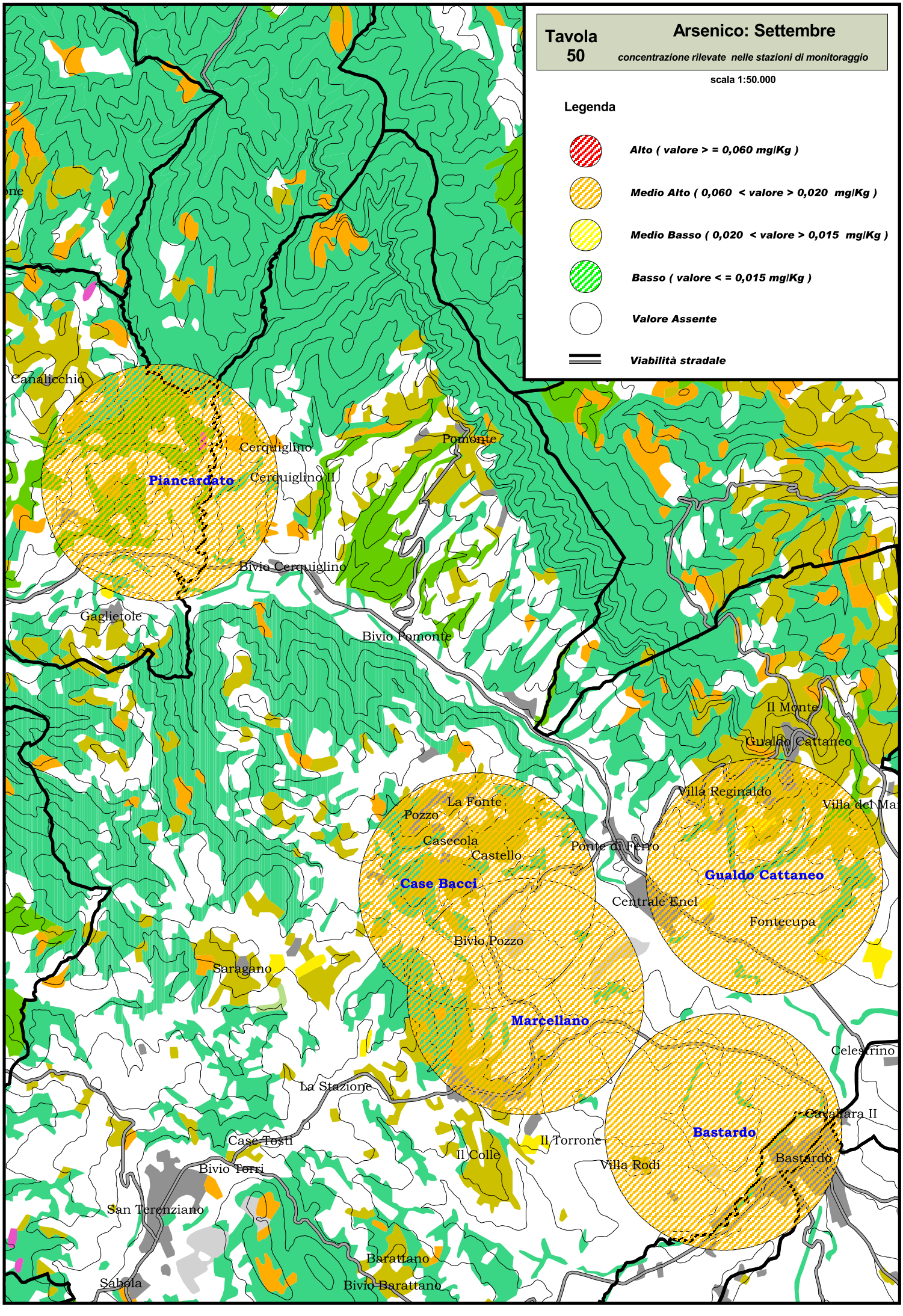


Tavola 50
Arsenico: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,020 mg/Kg)
Medio Basso (0,020 < valore > 0,015 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,015 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Ma
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

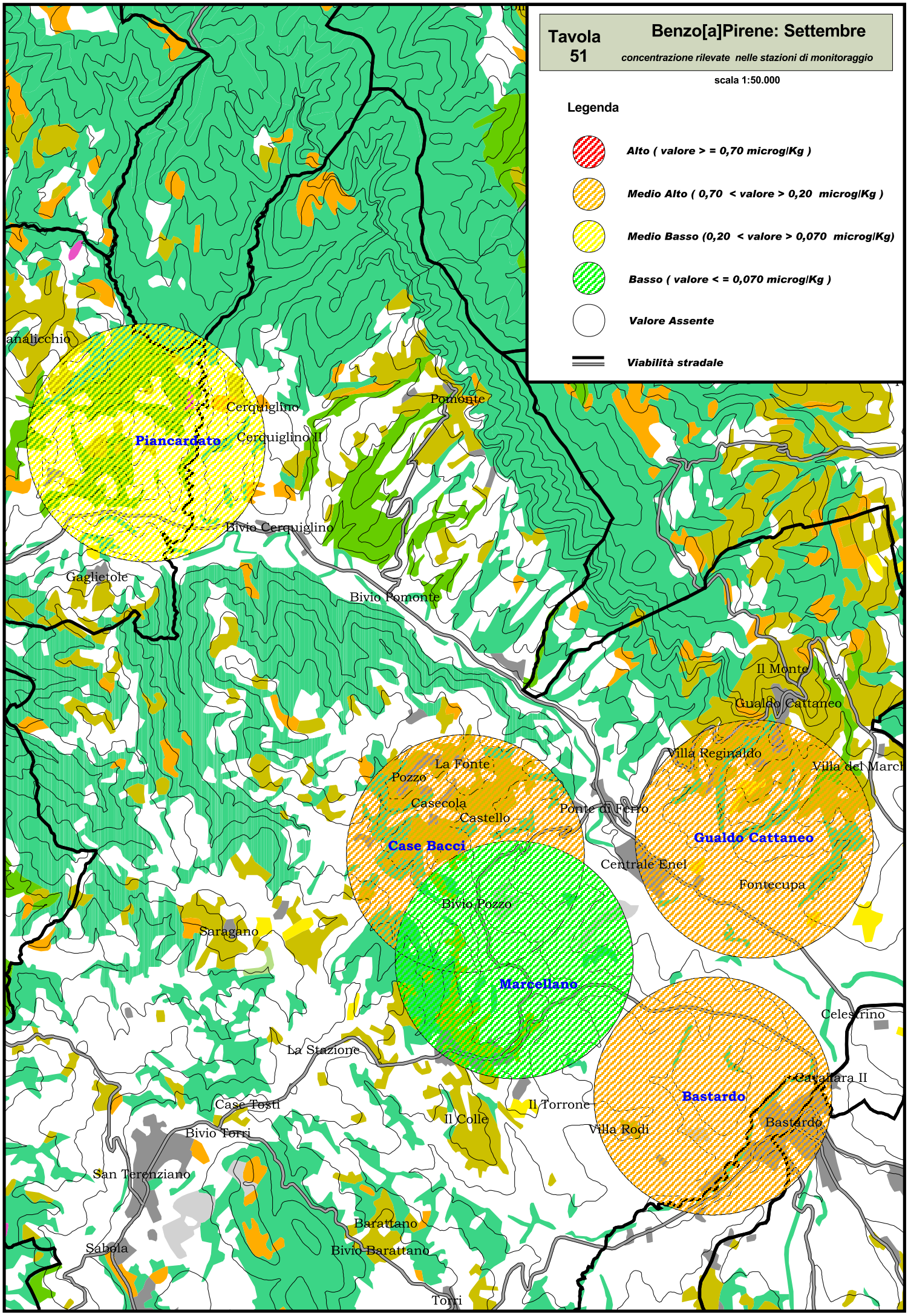


Tavola 51
Benzo[a]Pirene: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,70 microg/Kg)
Medio Alto (0,70 < valore > 0,20 microg/Kg)
Medio Basso (0,20 < valore > 0,070 microg/Kg)
Basso (valore < = 0,070 microg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
anaicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Ponte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabala
Bivio Barattano
Torri

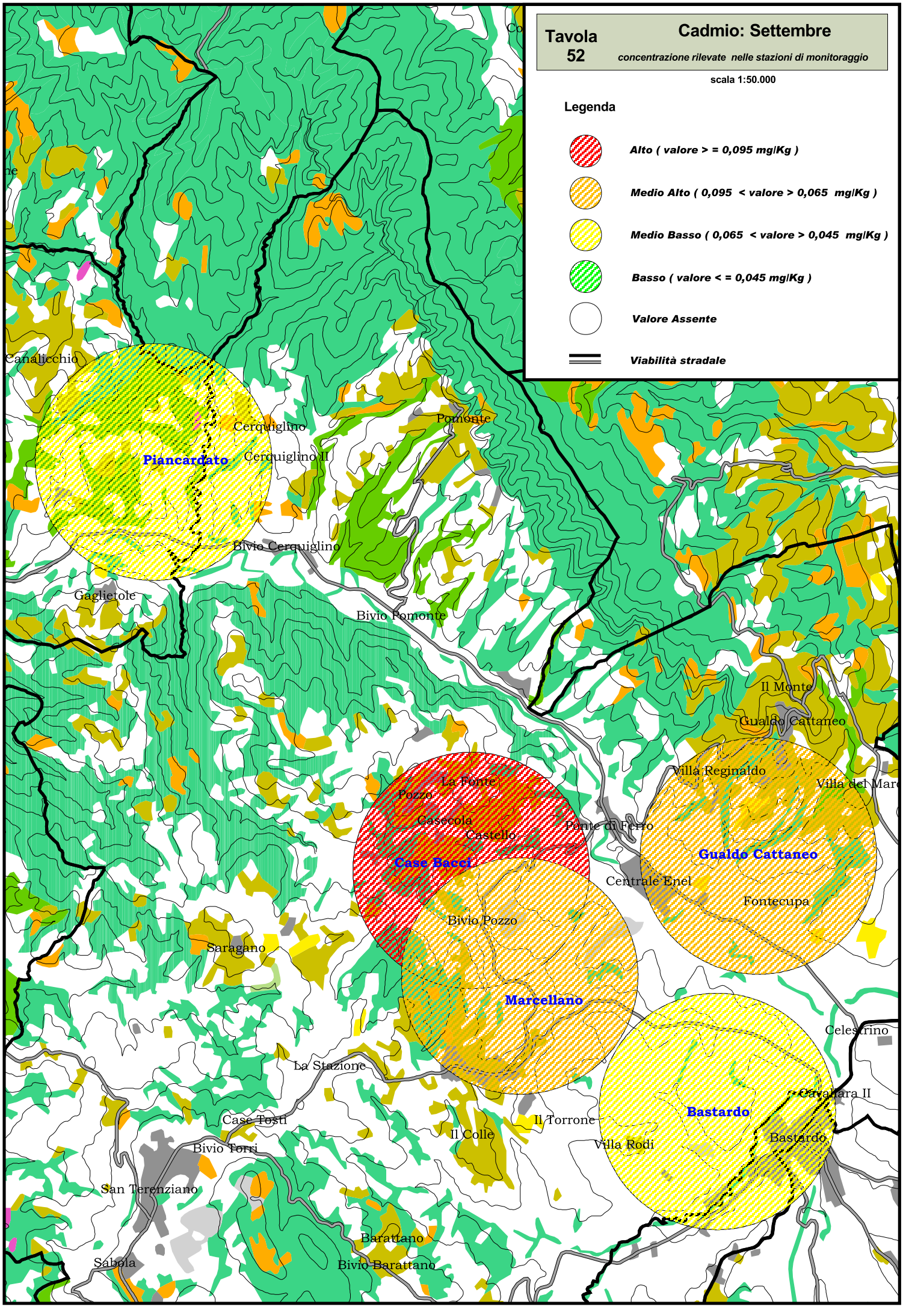


Tavola 52
Cadmio: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,095 mg/Kg)
Medio Alto (0,095 < valore > 0,065 mg/Kg)
Medio Basso (0,065 < valore > 0,045 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Bastardo
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

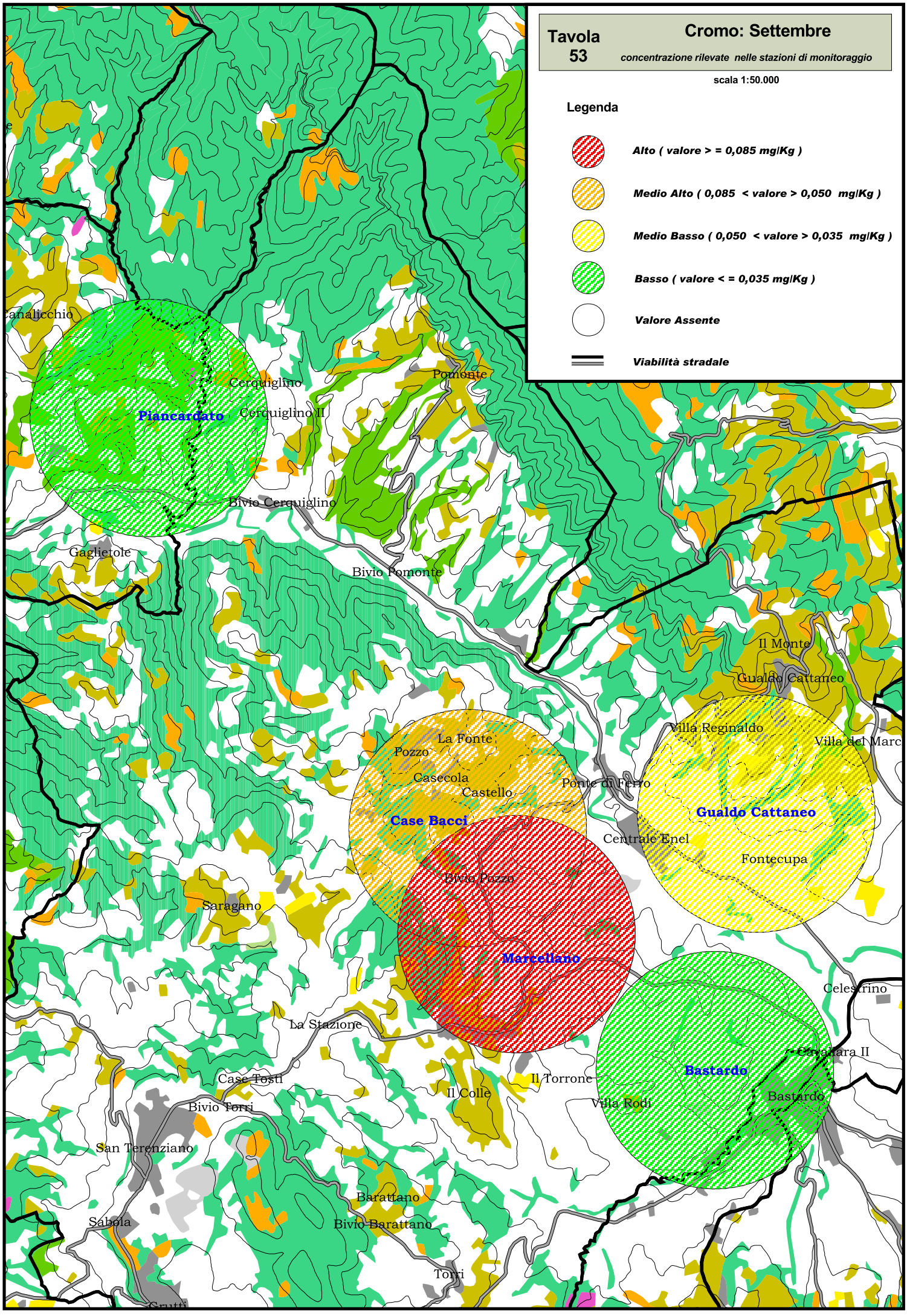


Tavola 53
Cromo: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,085 mg/Kg)
Medio Alto (0,085 < valore > 0,050 mg/Kg)
Medio Basso (0,050 < valore > 0,035 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,035 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri
Grutti

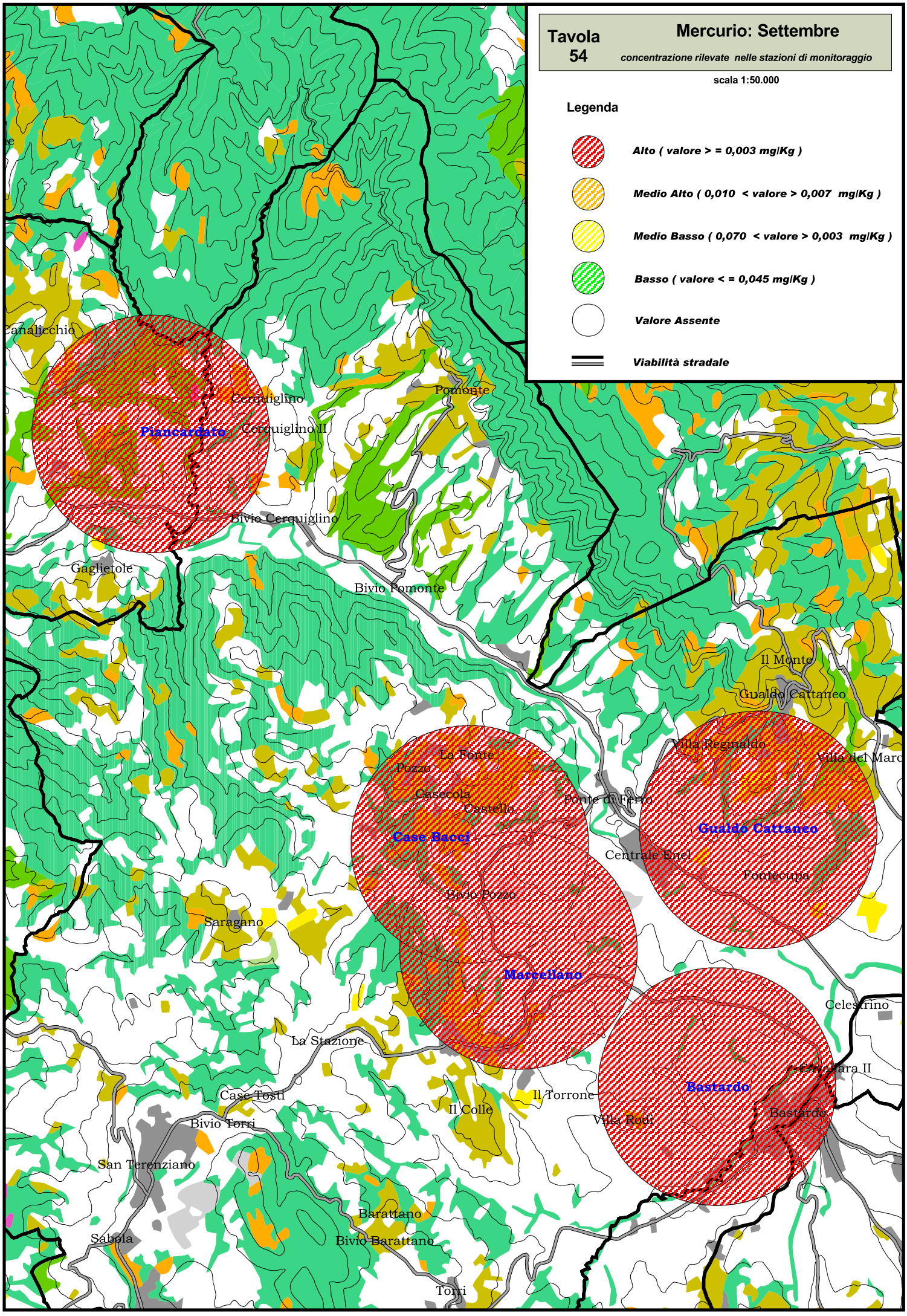


Tavola 54
Mercurio: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,003 mg/Kg)
Medio Alto (0,010 < valore > 0,007 mg/Kg)
Medio Basso (0,070 < valore > 0,003 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Il Torrone
Case Tosti
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

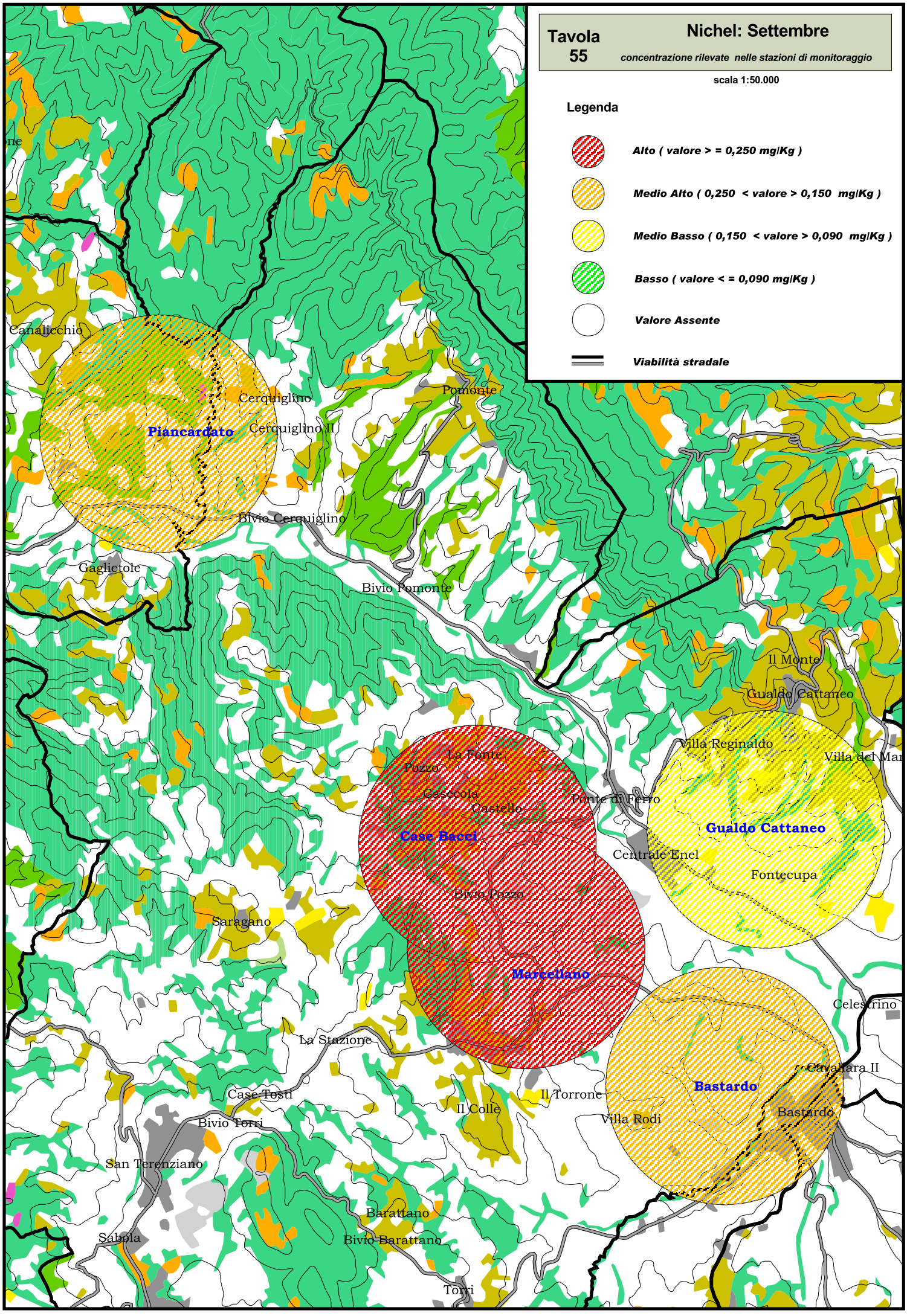


Tavola 55
Nichel: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,250 mg/Kg)
Medio Alto (0,250 < valore > 0,150 mg/Kg)
Medio Basso (0,150 < valore > 0,090 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,090 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Cascecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Bastardo
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabbia
Bivio Barattano
Torri

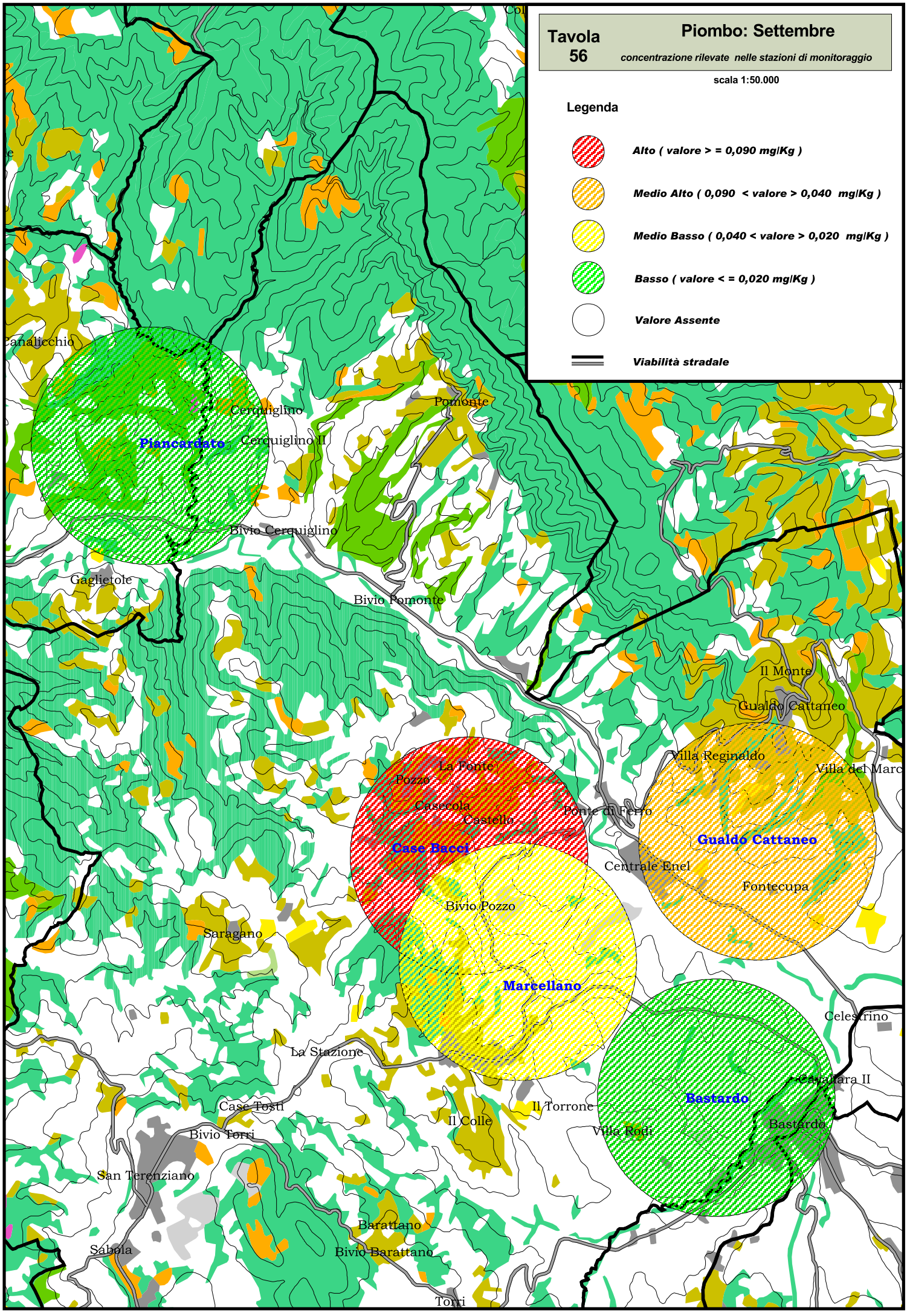


Tavola 56
Piombo: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,090 mg/Kg)
Medio Alto (0,090 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Ossecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

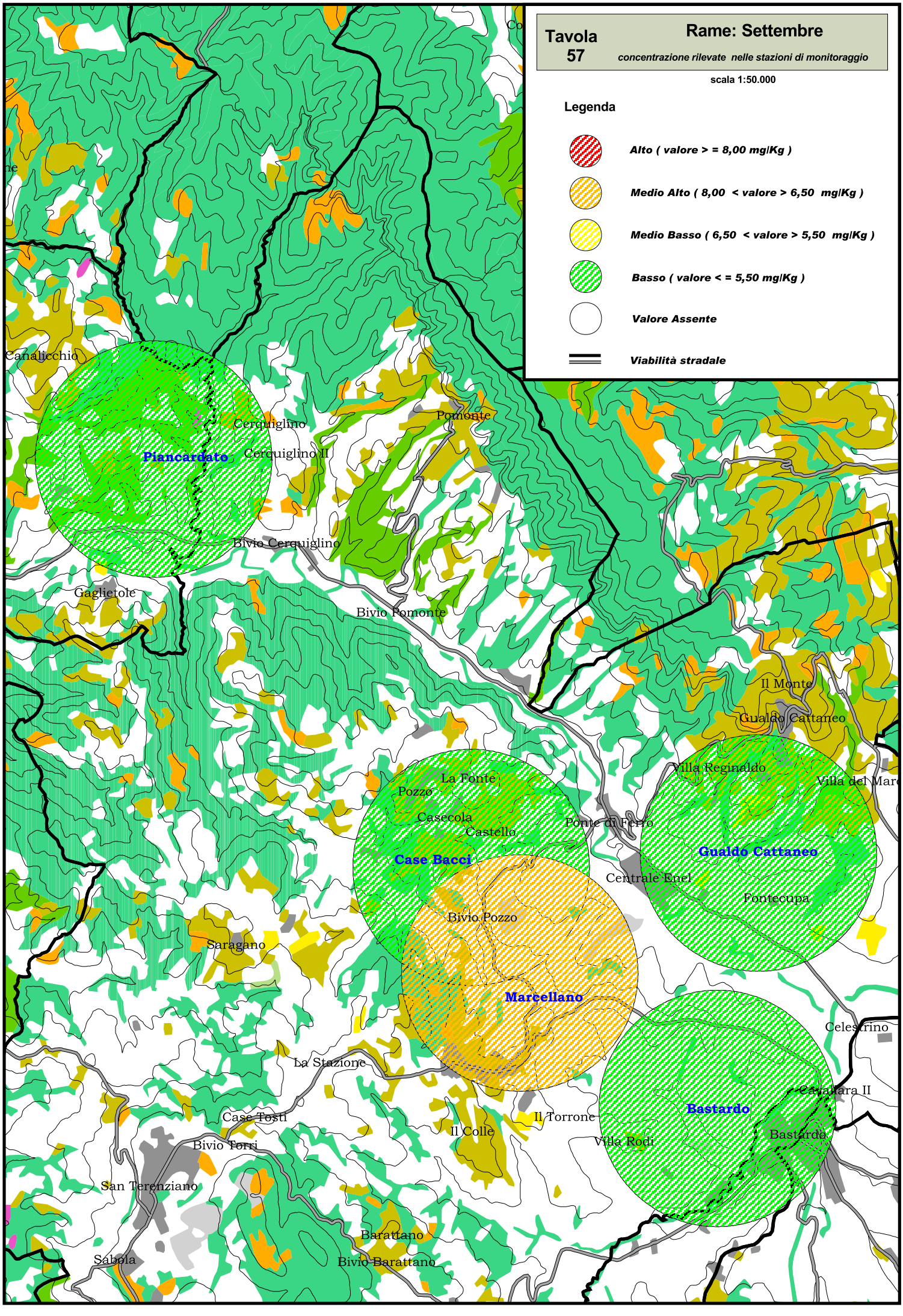


Tavola 57
Rame: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 8,00 mg/Kg)
Medio Alto (8,00 < valore > 6,50 mg/Kg)
Medio Basso (6,50 < valore > 5,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 5,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Cascola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecuppa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola

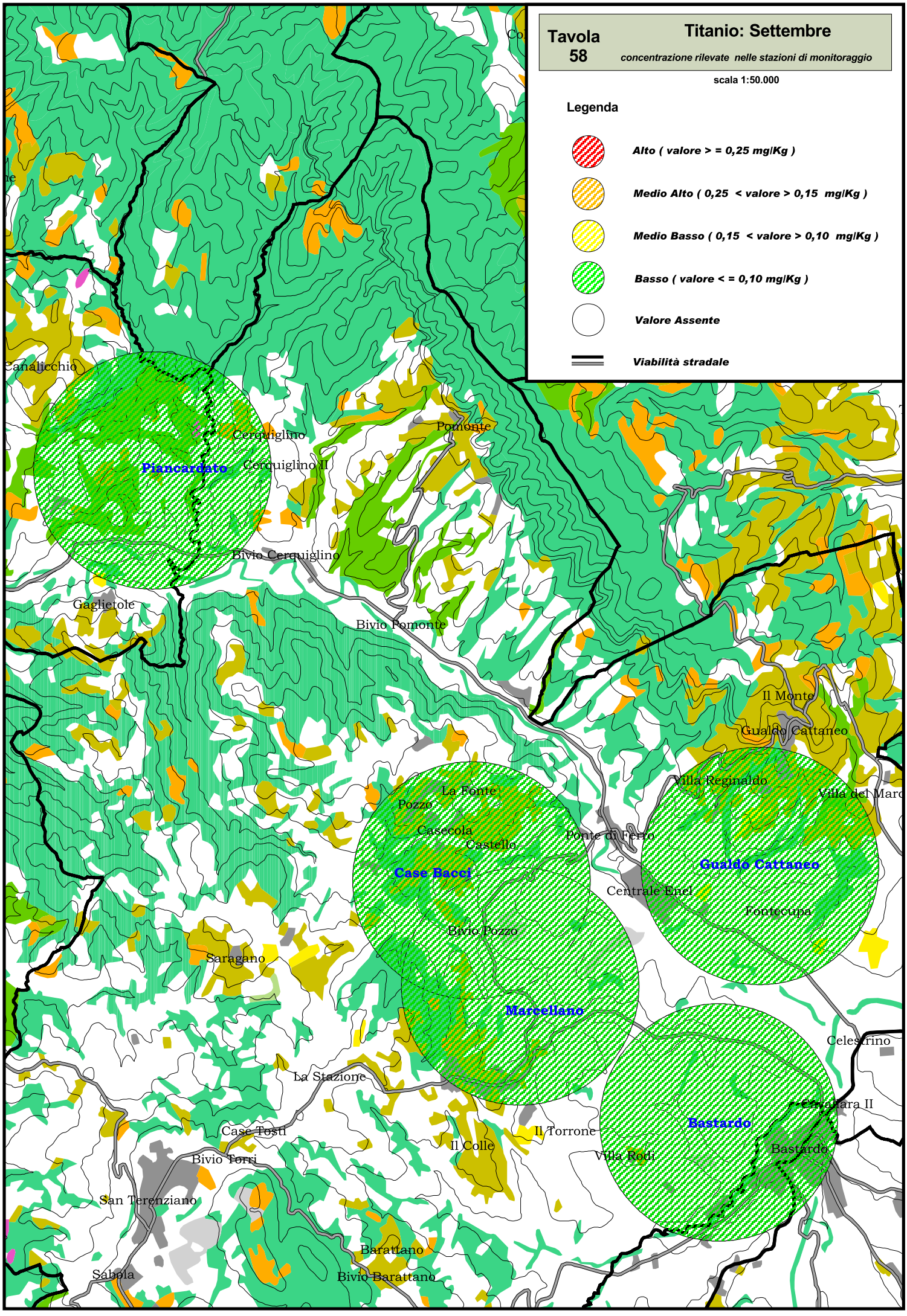


Tavola 58
Titanio: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,25 mg/Kg)
Medio Alto (0,25 < valore > 0,15 mg/Kg)
Medio Basso (0,15 < valore > 0,10 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,10 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Bivio Cerquiglino
Pomonte
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecorpe
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Il Torrone
Case Tosti
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

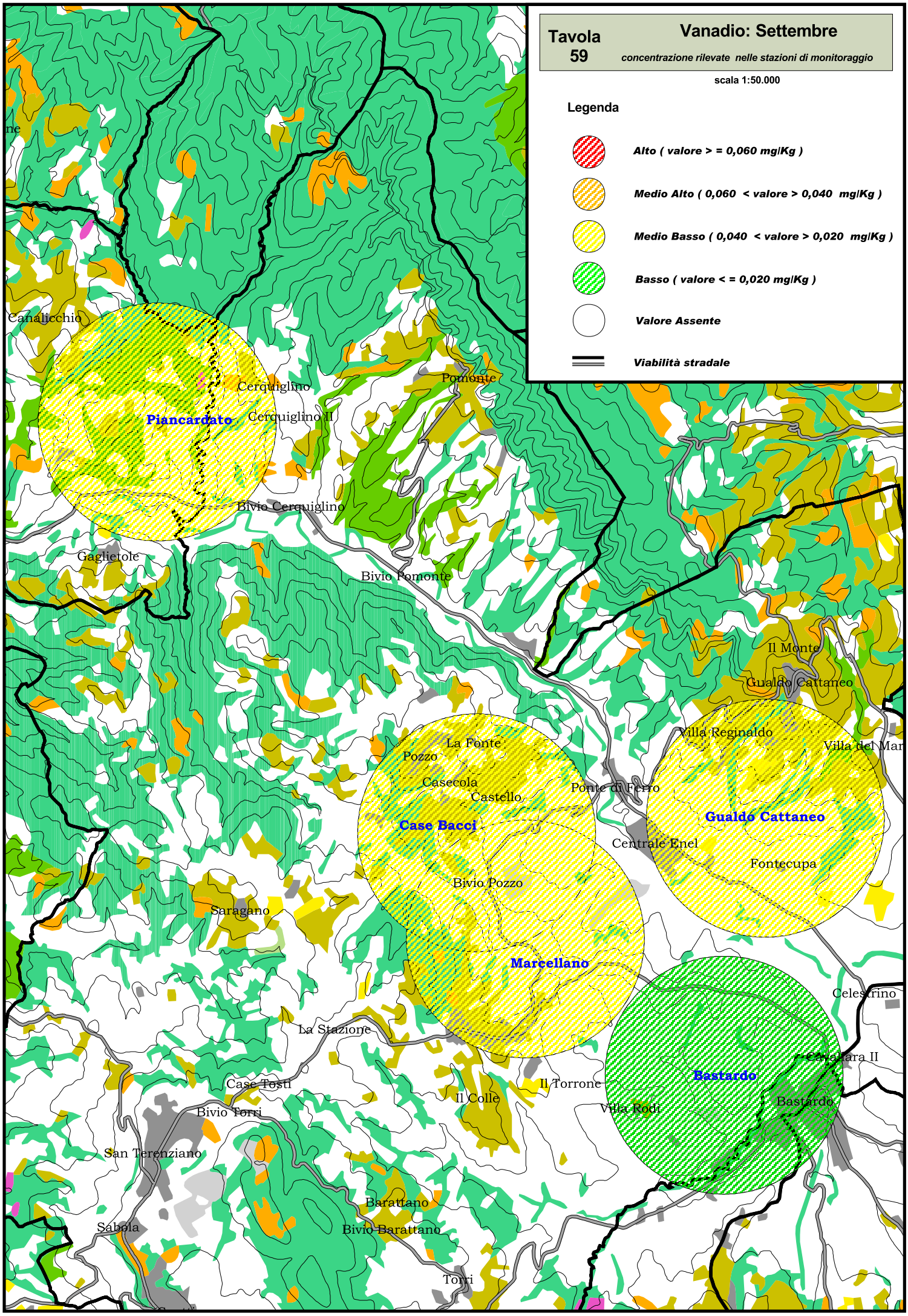


Tavola 59
Vanadio: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Bivio Cerquiglino
Pomonte
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

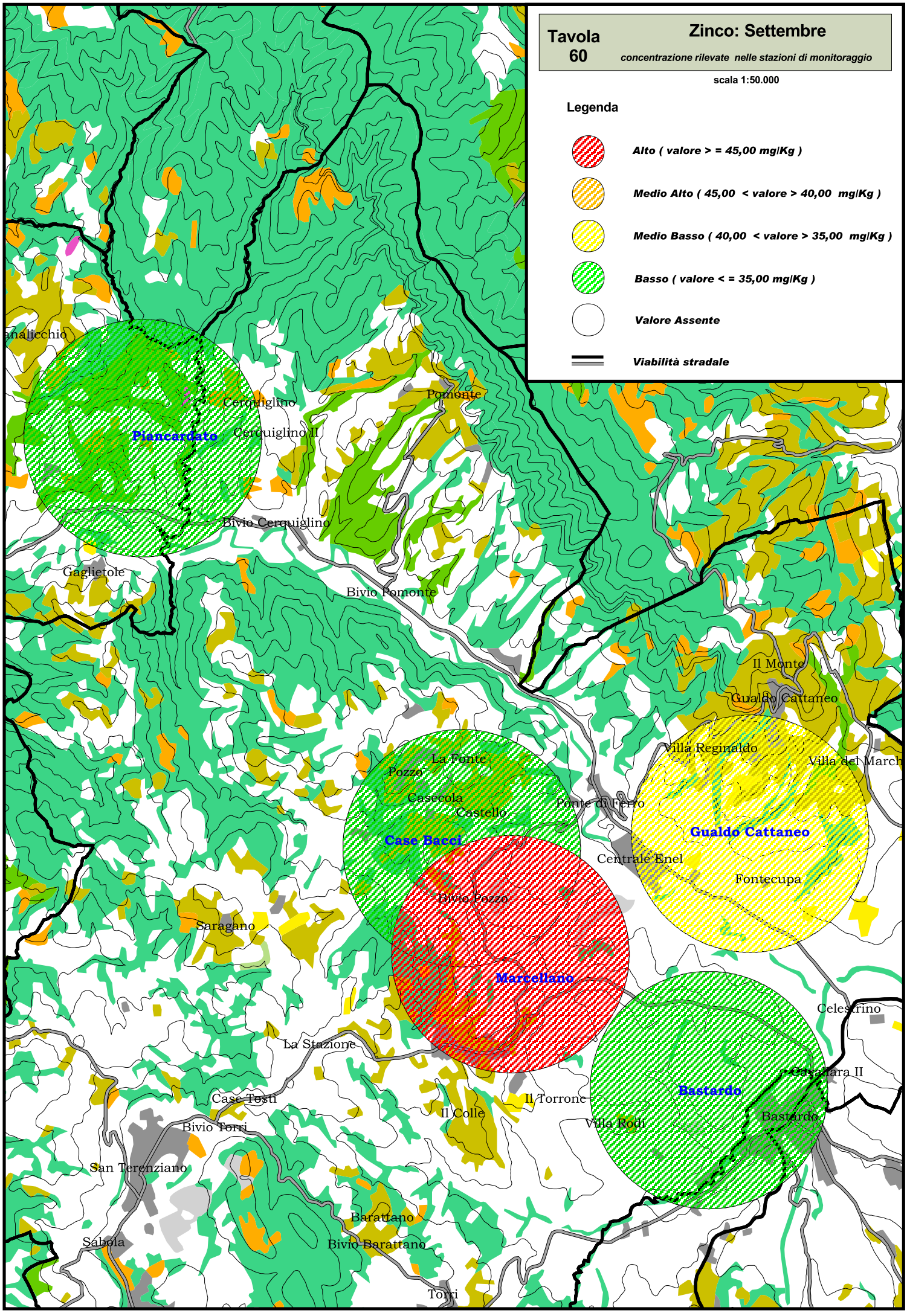


Tavola 60
Zinco: Settembre
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 45,00 mg/Kg)
Medio Alto (45,00 < valore > 40,00 mg/Kg)
Medio Basso (40,00 < valore > 35,00 mg/Kg)
Basso (valore < = 35,00 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Marcellano
Bastardo
Cerquiglino
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
San Terenziano
Il Colle
Il Torrone
Ville Rodi
Celestrino
Bastardo
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

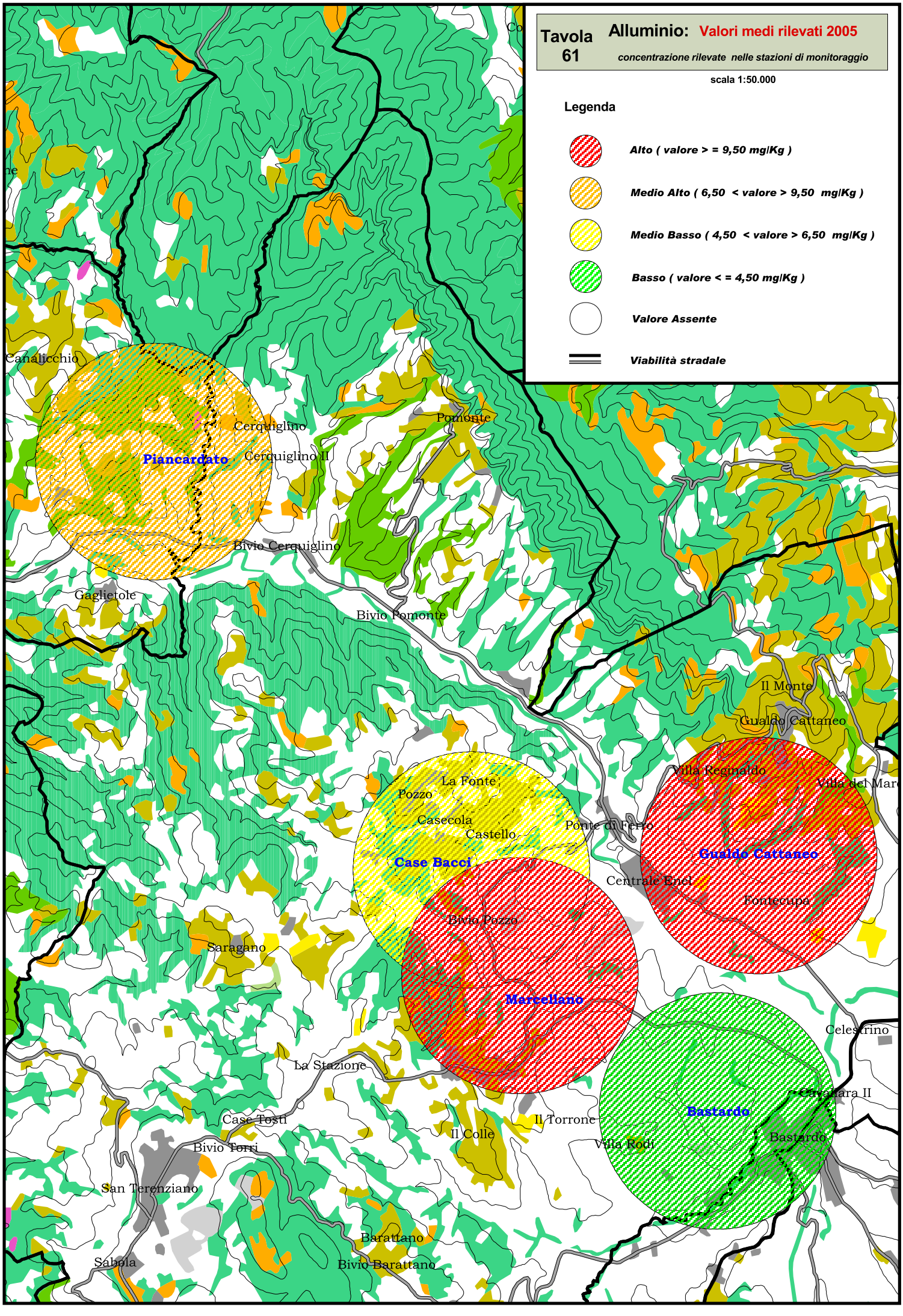


Tavola 61
Alluminio: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 9,50 mg/Kg)
Medio Alto (6,50 < valore > 9,50 mg/Kg)
Medio Basso (4,50 < valore > 6,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 4,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Torrone
Il Colle
Bastardo
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

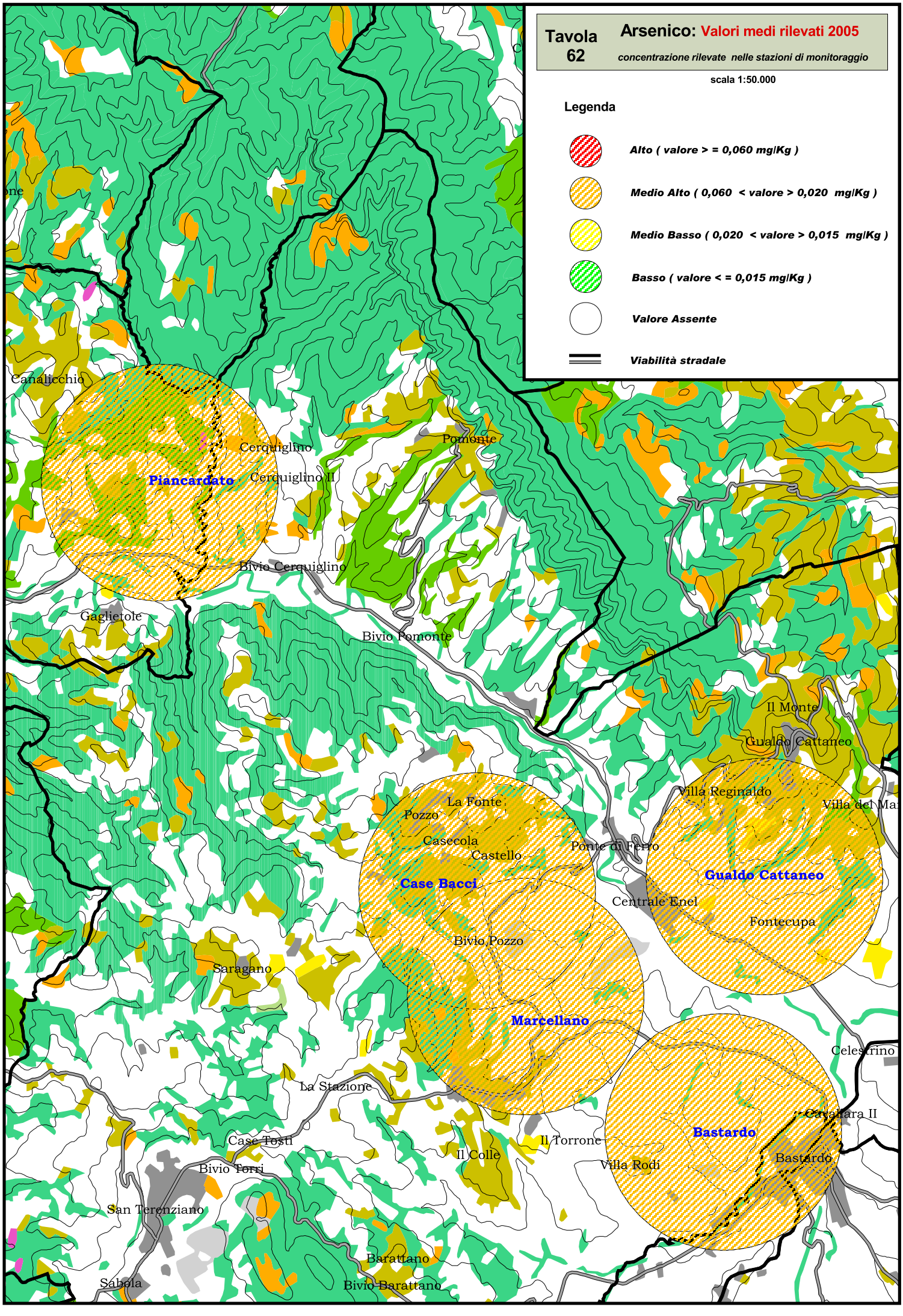


Tavola 62
Arsenico: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,020 mg/Kg)
Medio Basso (0,020 < valore > 0,015 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,015 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
San Terenziano
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo
Barattano
Bivio Barattano
Sabola

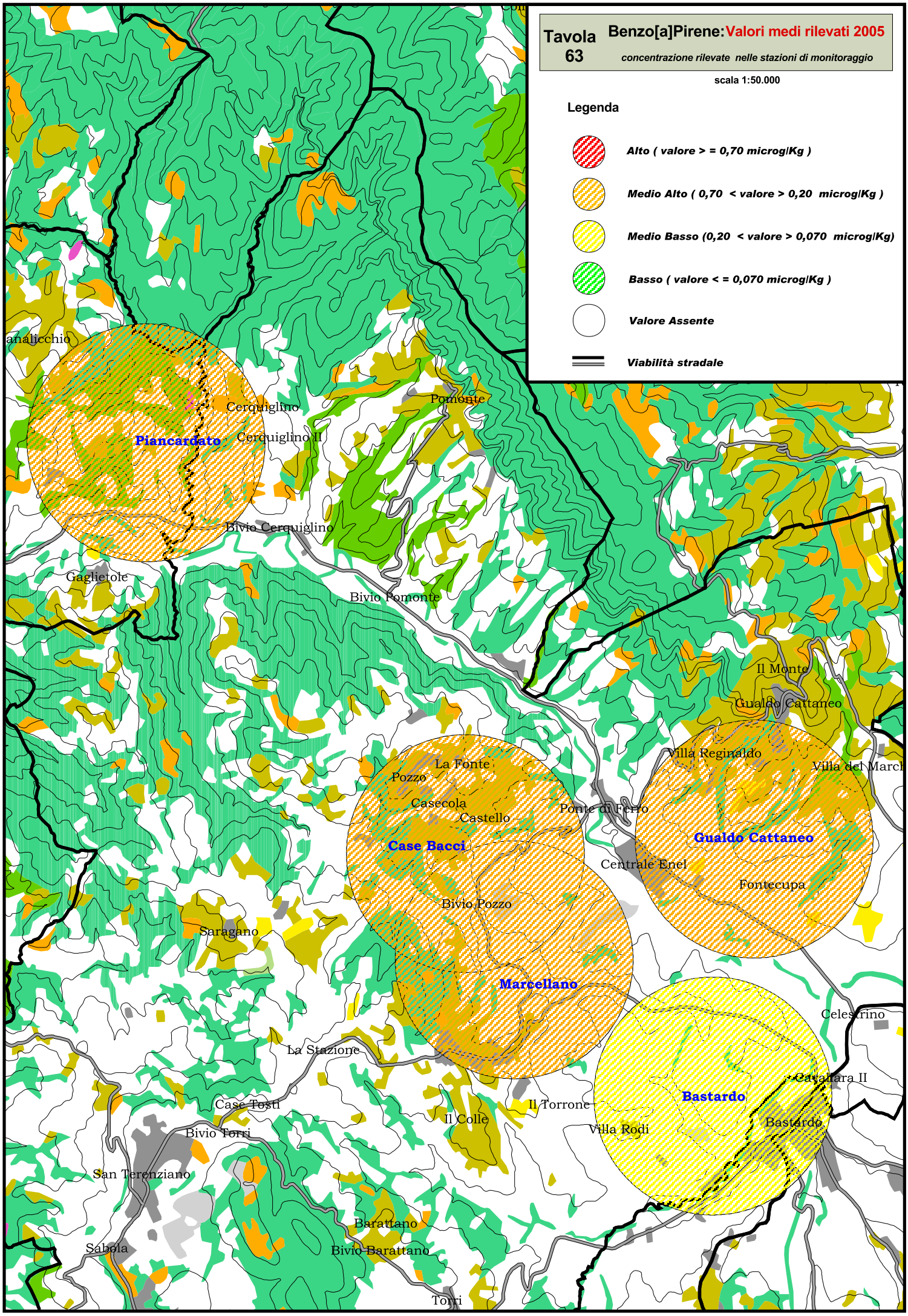


Tavola 63
Benzo[a]Pirene: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,70 microg/Kg)
Medio Alto (0,70 < valore > 0,20 microg/Kg)
Medio Basso (0,20 < valore > 0,070 microg/Kg)
Basso (valore < = 0,070 microg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
anaicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Ponte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabala
Bivio Barattano
Torri

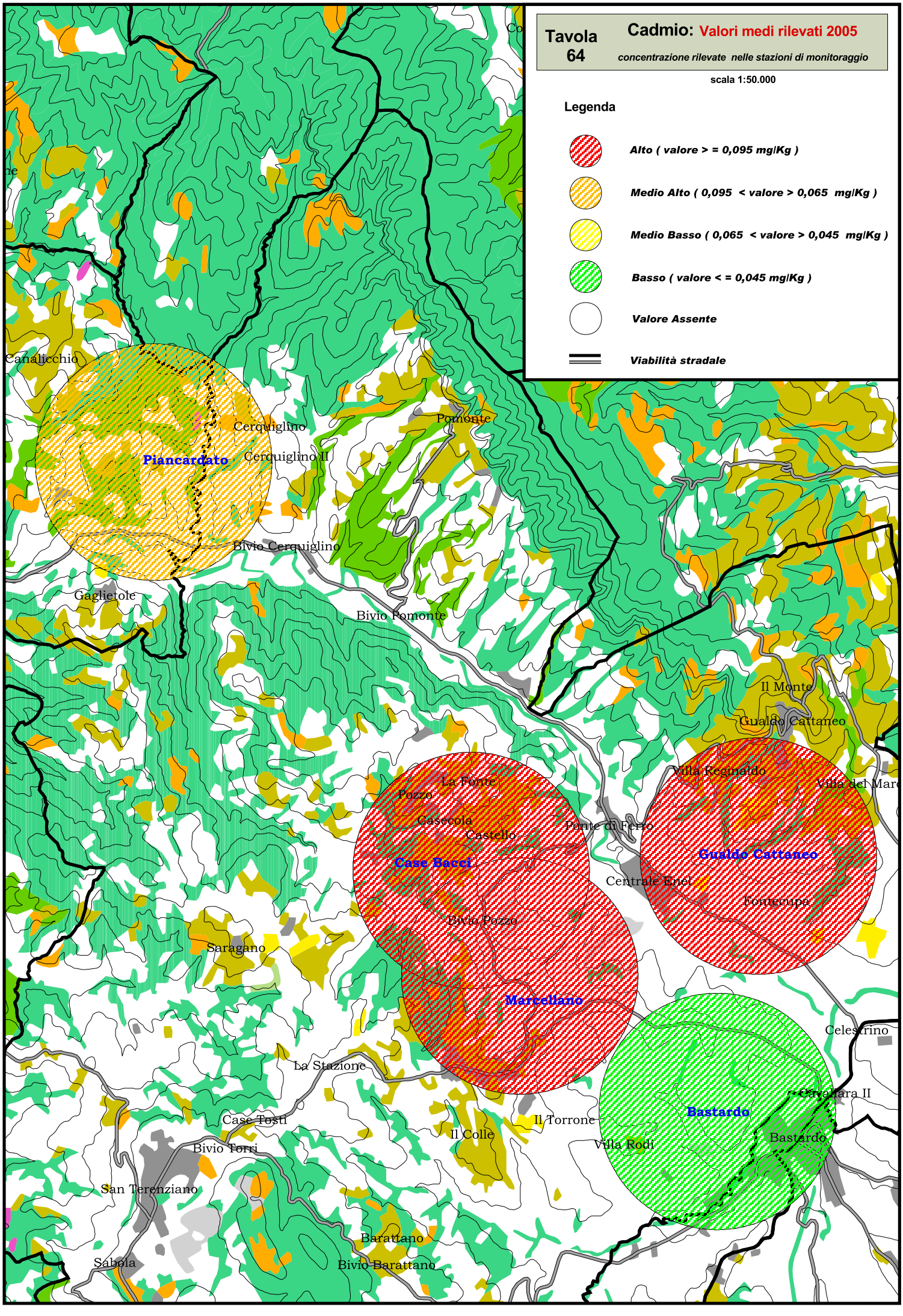


Tavola 64
Cadmio: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,095 mg/Kg)
Medio Alto (0,095 < valore > 0,065 mg/Kg)
Medio Basso (0,065 < valore > 0,045 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Guardo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcelliano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabbia
Bivio Barattano

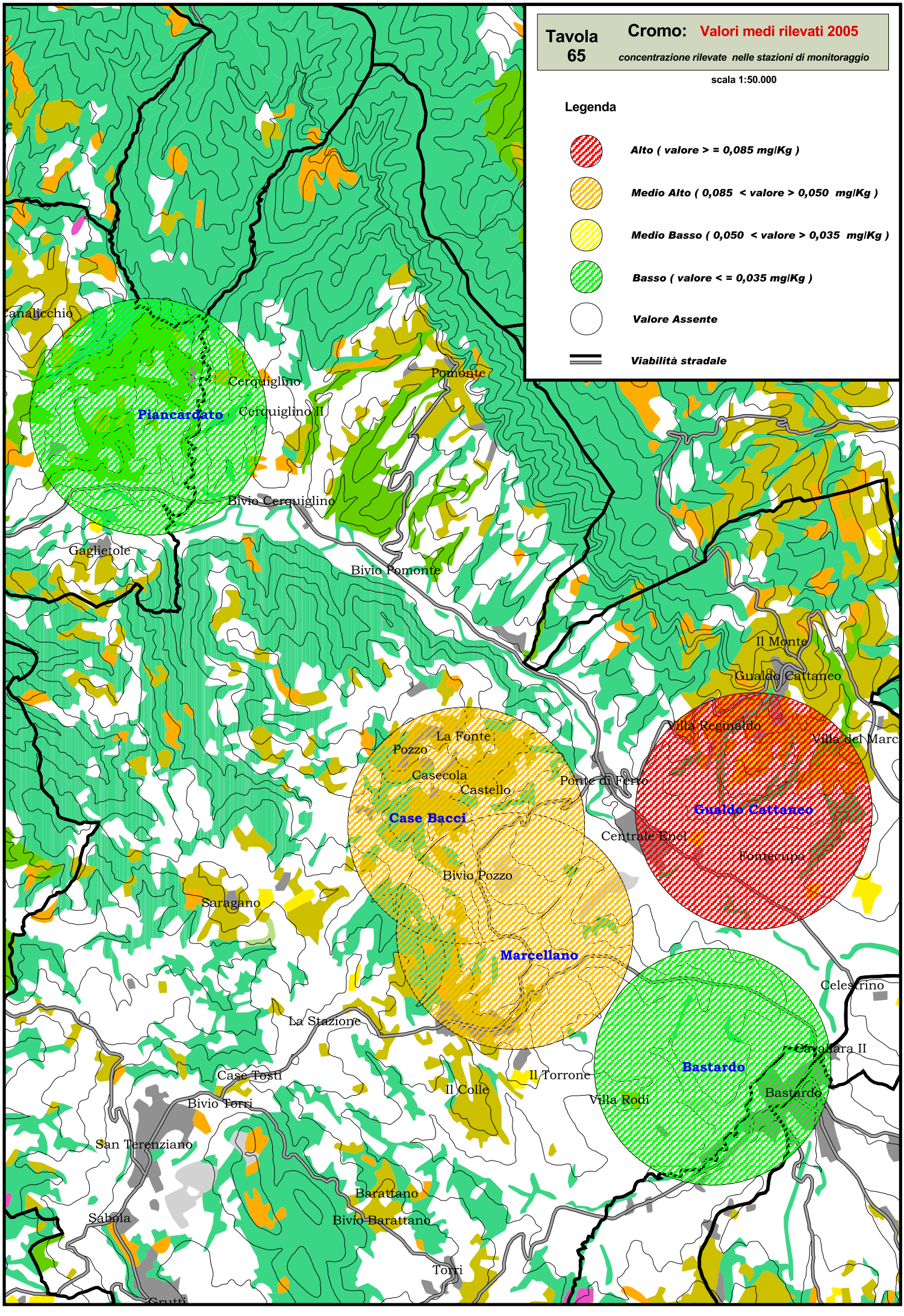


Tavola 65
Cromo: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,085 mg/Kg)
Medio Alto (0,085 < valore > 0,050 mg/Kg)
Medio Basso (0,050 < valore > 0,035 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,035 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecuppo
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri
Grutti

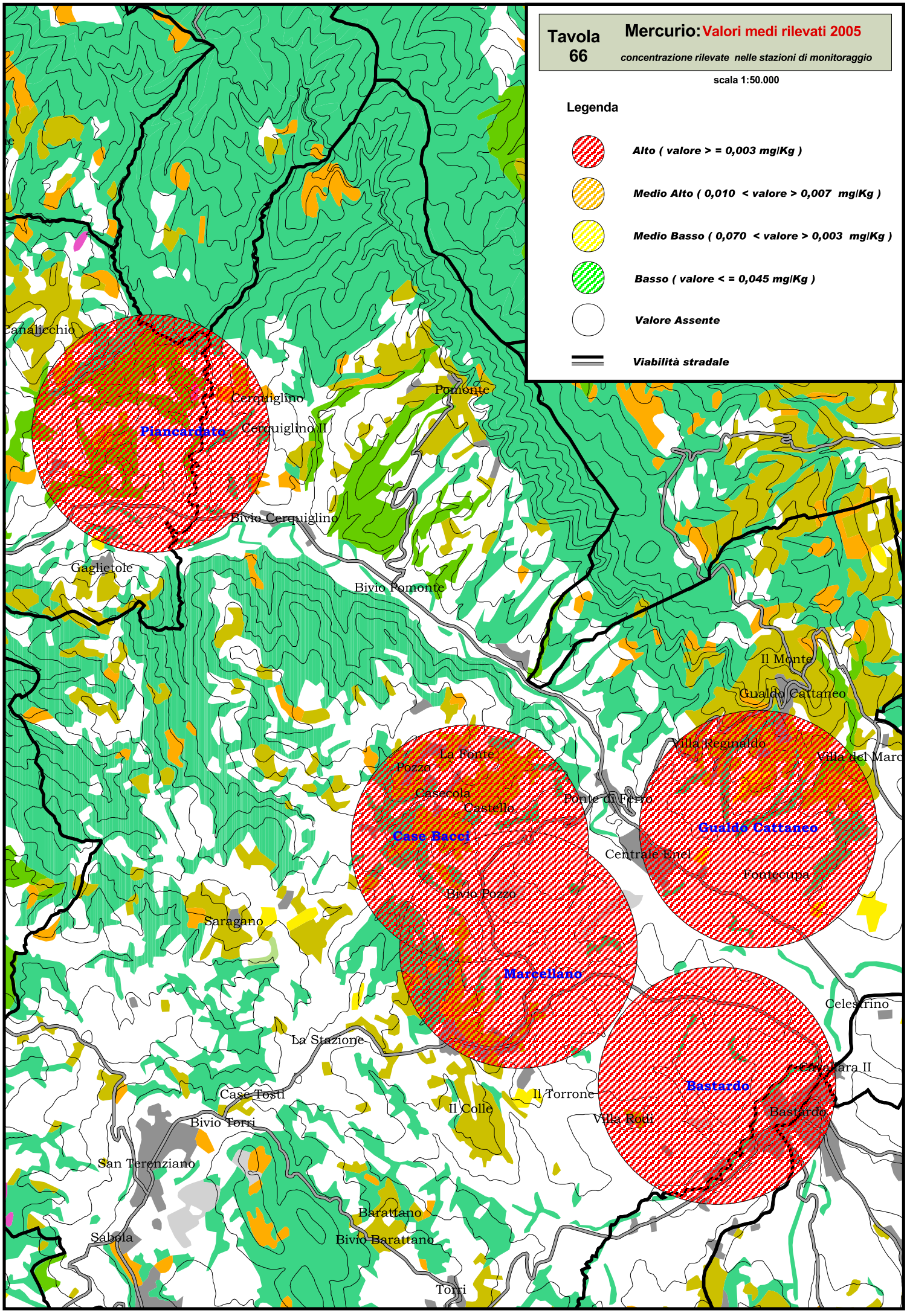


Tavola 66
Mercurio: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,003 mg/Kg)
Medio Alto (0,010 < valore > 0,007 mg/Kg)
Medio Basso (0,070 < valore > 0,003 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,045 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Pomonte
Piancardato
Cerquiglino II
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
La Fonte
Pozzo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

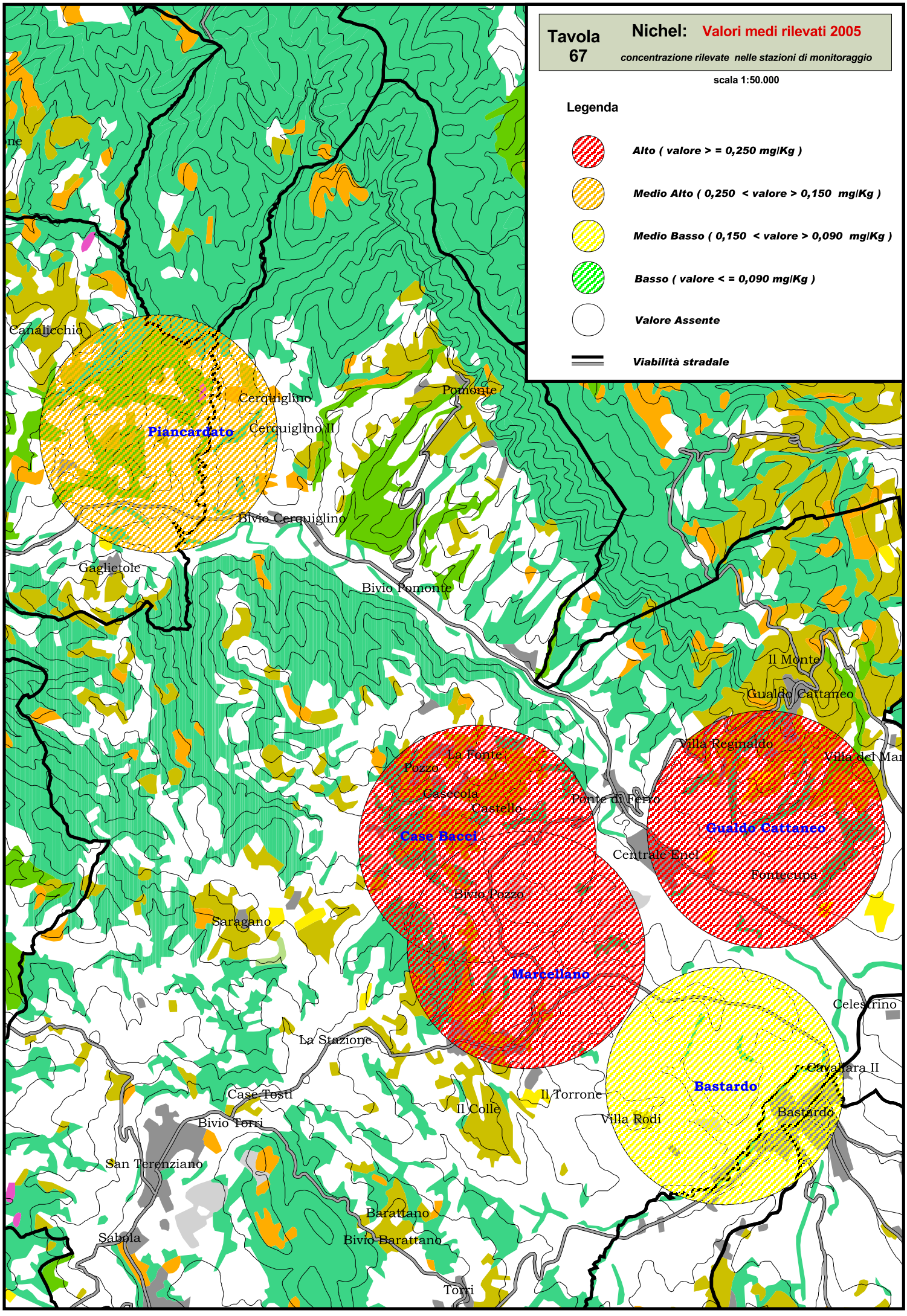


Tavola 67
Nichel: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,250 mg/Kg)
Medio Alto (0,250 < valore > 0,150 mg/Kg)
Medio Basso (0,150 < valore > 0,090 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,090 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Cascecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Pontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Bastardo
Villa Rodi
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabbola
Bivio Barattano
Torri

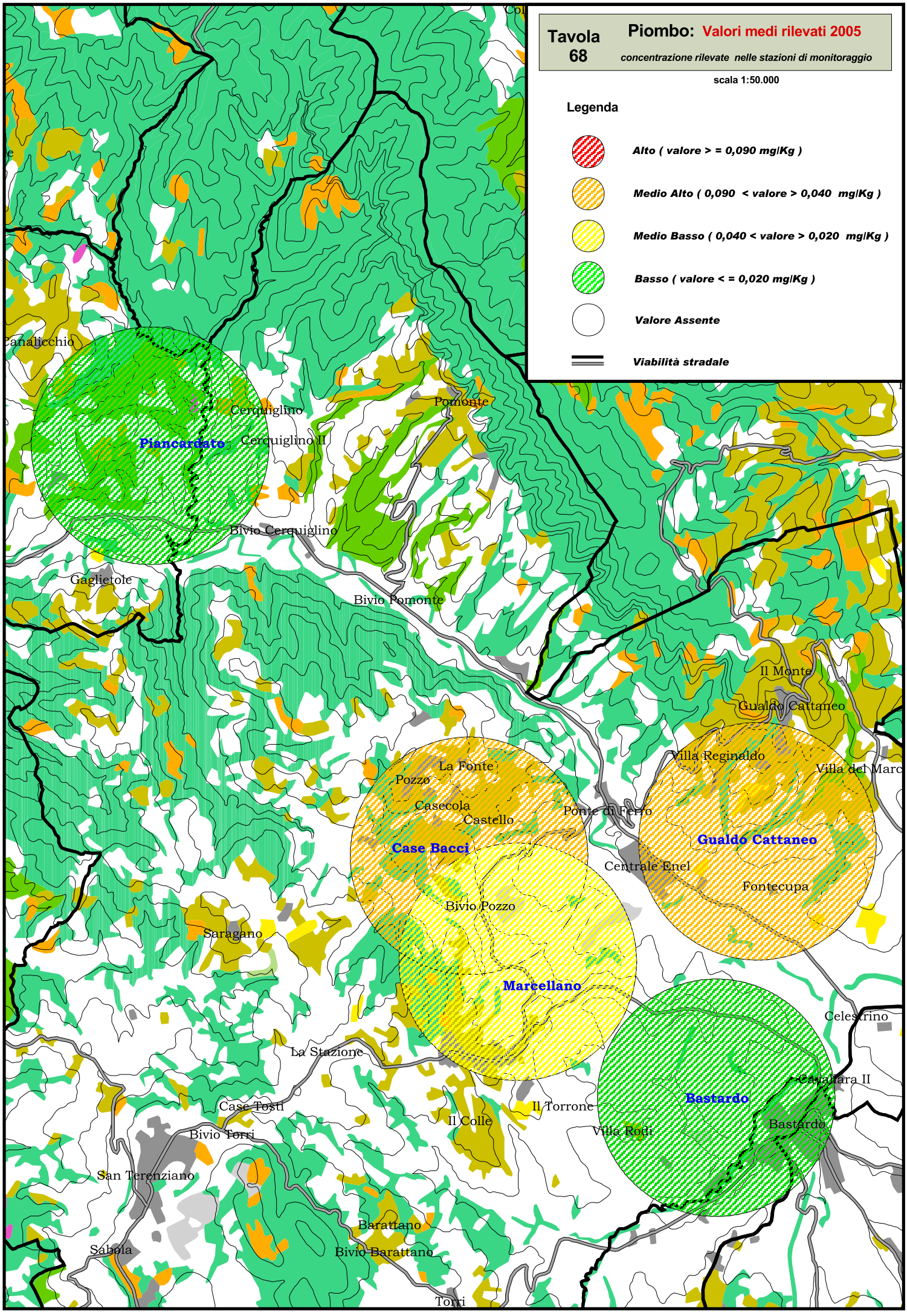


Tavola 68
Piombo: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,090 mg/Kg)
Medio Alto (0,090 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola
Torri

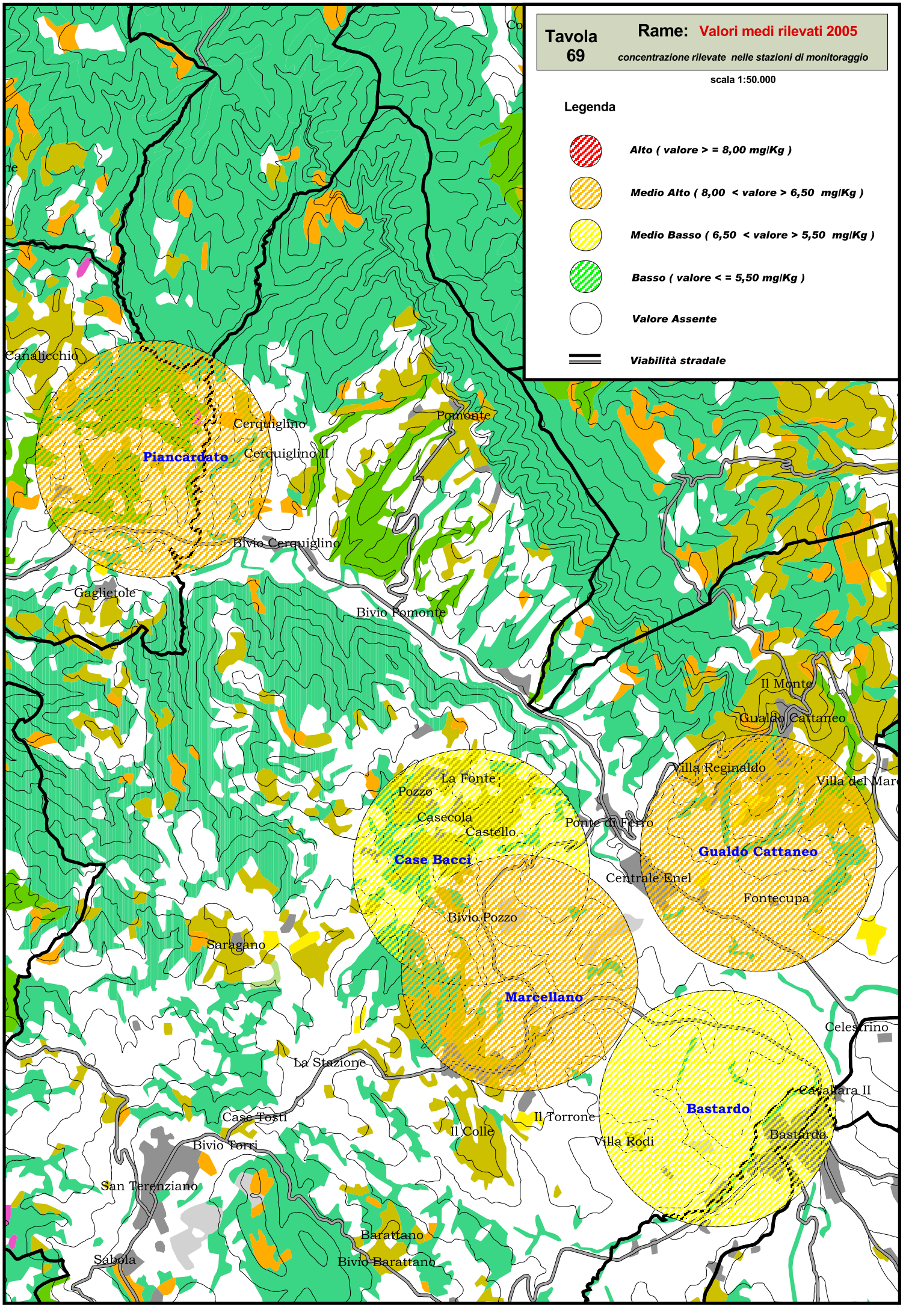


Tavola 69
Rame: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 8,00 mg/Kg)
Medio Alto (8,00 < valore > 6,50 mg/Kg)
Medio Basso (6,50 < valore > 5,50 mg/Kg)
Basso (valore < = 5,50 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Bastardo
Villa Rodi
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano

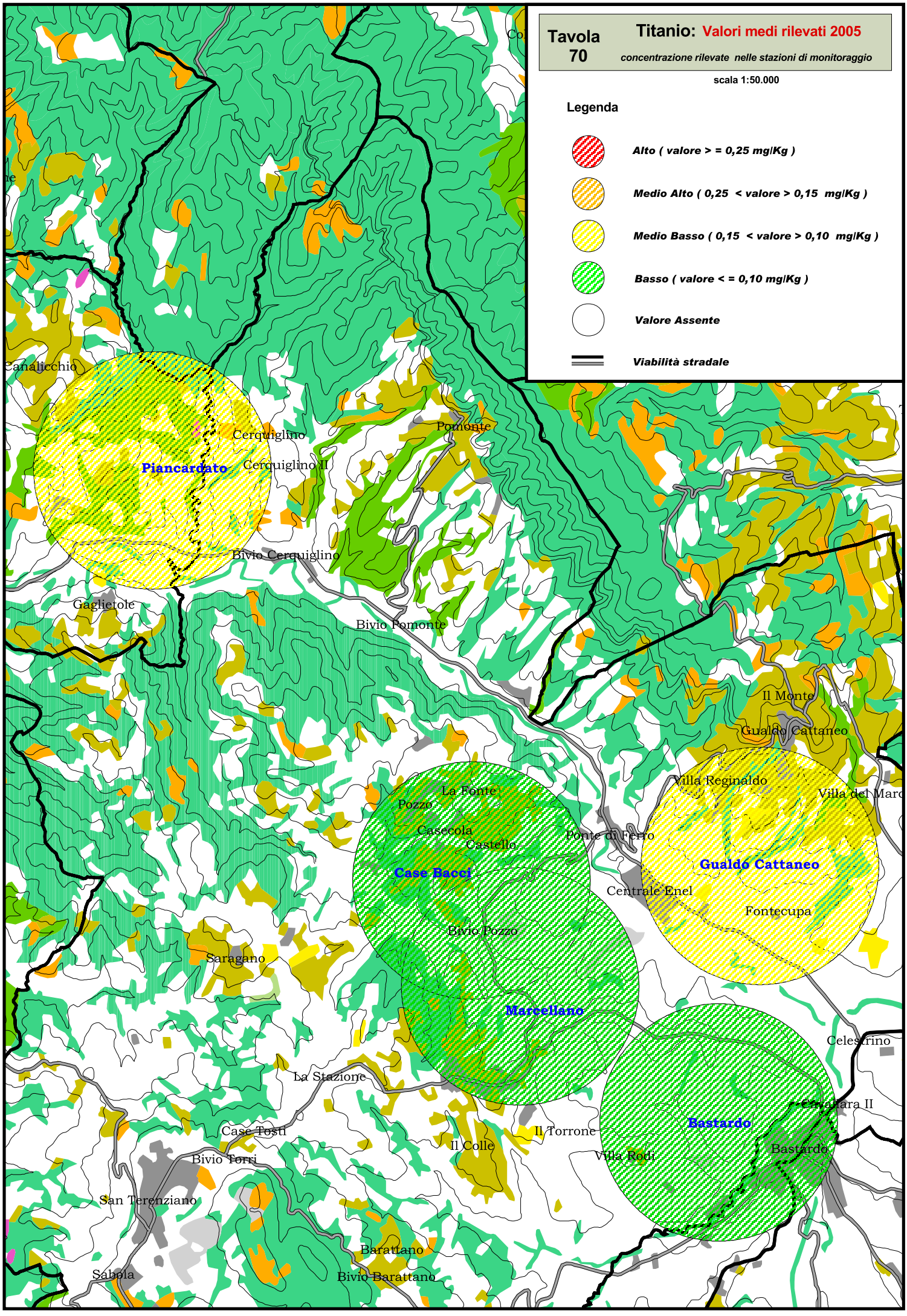


Tavola 70
Titanio: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,25 mg/Kg)
Medio Alto (0,25 < valore > 0,15 mg/Kg)
Medio Basso (0,15 < valore > 0,10 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,10 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Cerquiglino II
Piancardato
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Pomonte
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Marc
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Case Bacci
Ponte di Ferro
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcelliano
Celestrino
la Stazione
Case Tosti
Bivio Torri
Il Colle
Il Torrone
Villa Rodi
Bastardo
Bastardo
San Terenziano
Barattano
Bivio Barattano
Sabola

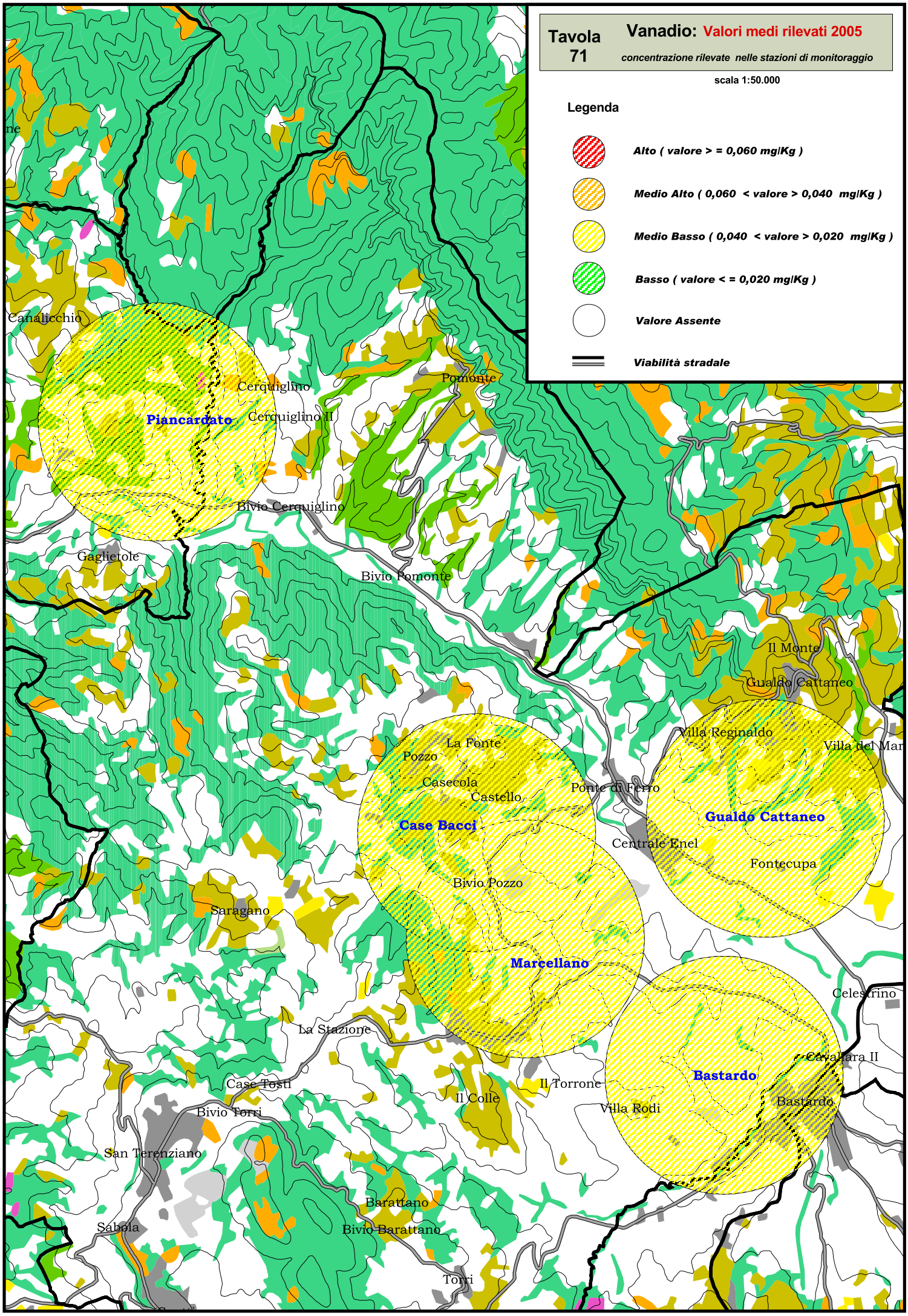


Tavola 71
Vanadio: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 0,060 mg/Kg)
Medio Alto (0,060 < valore > 0,040 mg/Kg)
Medio Basso (0,040 < valore > 0,020 mg/Kg)
Basso (valore < = 0,020 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Canalicchio
Cerquiglino
Piancardato
Cerquiglino II
Pomonte
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del Mar
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Case Tosti
Il Torrone
Bastardo
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

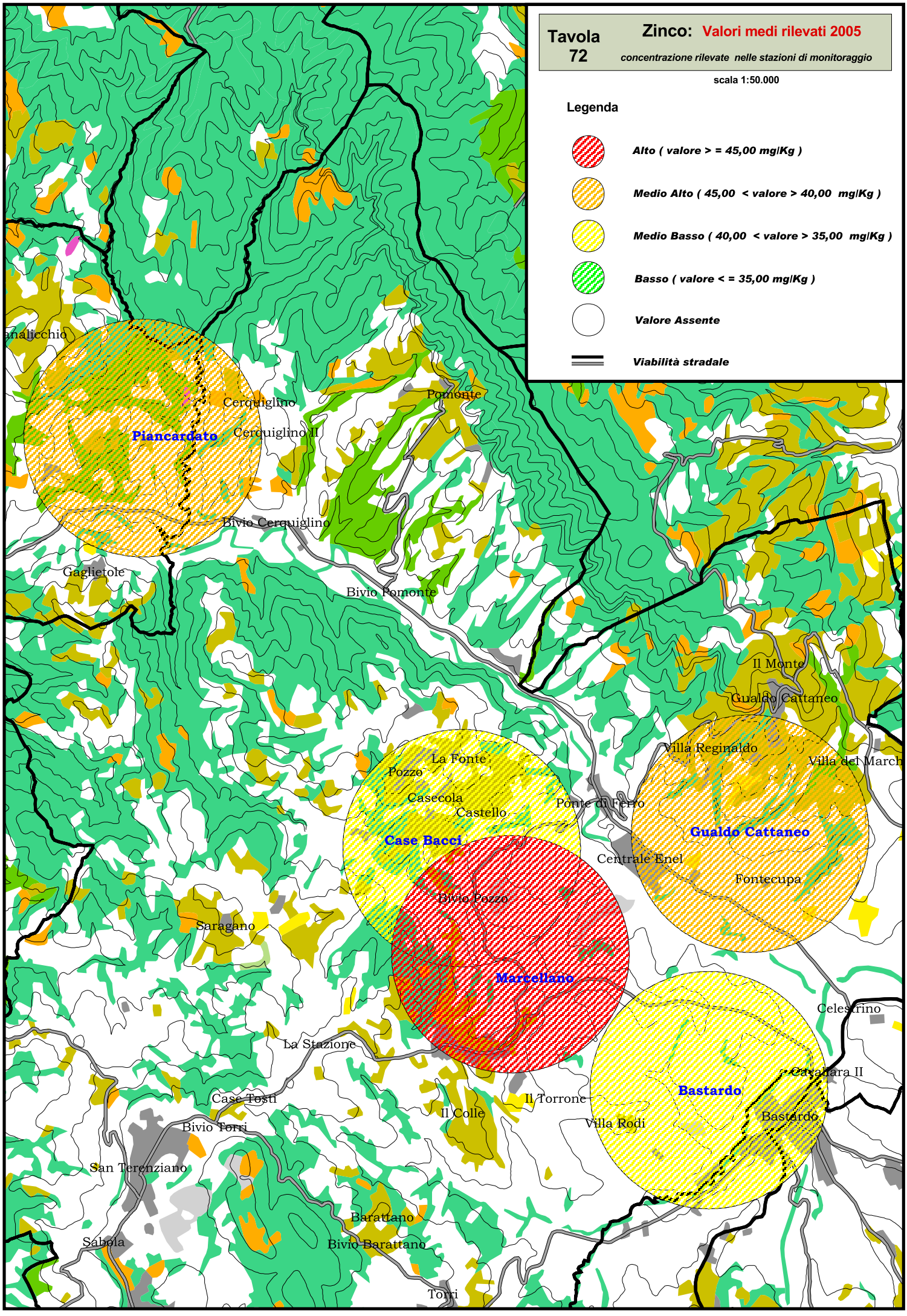


Tavola 72
Zinco: Valori medi rilevati 2005
concentrazione rilevate nelle stazioni di monitoraggio
scala 1:50.000
Legenda
Alto (valore > = 45,00 mg/Kg)
Medio Alto (45,00 < valore > 40,00 mg/Kg)
Medio Basso (40,00 < valore > 35,00 mg/Kg)
Basso (valore < = 35,00 mg/Kg)
Valore Assente
Viabilità stradale
Piancardato
Cerquiglino
Cerquiglino II
Bivio Cerquiglino
Gaglietole
Pomonte
Bivio Pomonte
Il Monte
Gualdo Cattaneo
Villa Reginaldo
Villa del March
La Fonte
Pozzo
Casecola
Castello
Ponte di Ferro
Case Bacci
Gualdo Cattaneo
Centrale Enel
Fontecupa
Bivio Pozzo
Saragano
Marcellano
Celestrino
La Stazione
Cavallara II
Bastardo
Case Tosti
Il Torrone
Il Colle
Villa Rodi
Bastardo
Bivio Torri
San Terenziano
Barattano
Sabola
Bivio Barattano
Torri

Aree a diversa propensione ambientale

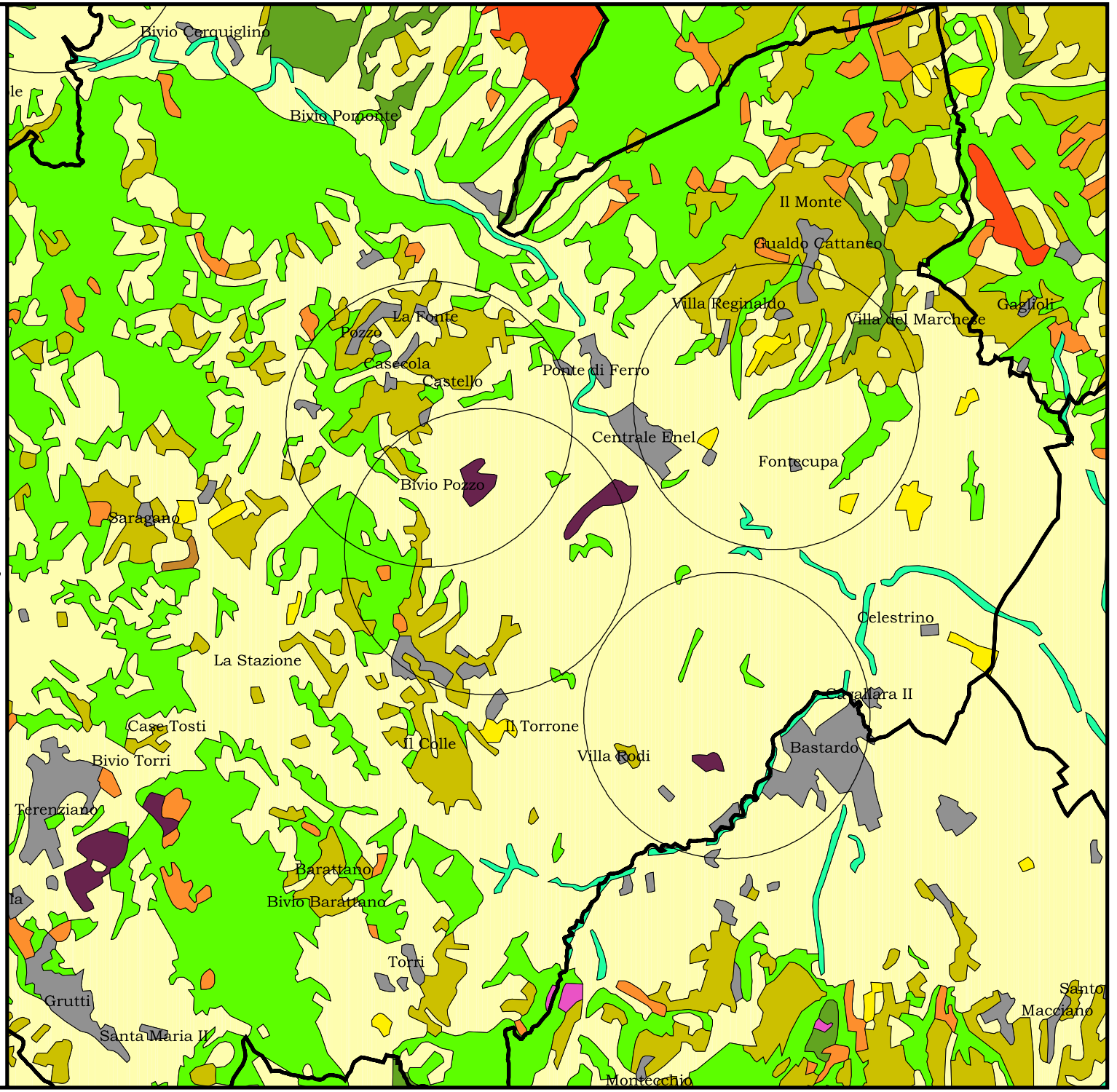
Analisi dell'uso del suolo nel Comune di Gualdo Cattaneo
Dati PUT - Regione Umbria

scala 1:50.000

Tavola 73

Legenda

- **Boschi di sclerofille sempreverdi**
- **Boschi di caducifoglie planiziali**
- **Boschi di caducifoglie collinari e submontane**
- **Boschi di caducifoglie montane**
- **Boschi e boscaglie di caducifoglie ripariali**
- **Brughiere planiziali e collinari**
- **Arbusteti collinari e montani**
- **Praterie secondarie submediterranee, collinari, montane, delle aree di fondovalle e calanchive**
- **Aggruppamenti idrofitici**
- **Aggruppamenti casmofitici e camefitici**
- **Rimboschimenti a conifere**
- **Campi coltivati ed abbandonati**
- **Oliveti**
- **Vigneti**
- **Aree urbanizzate**
- **Aree con vegetazione scarsa o nulla**



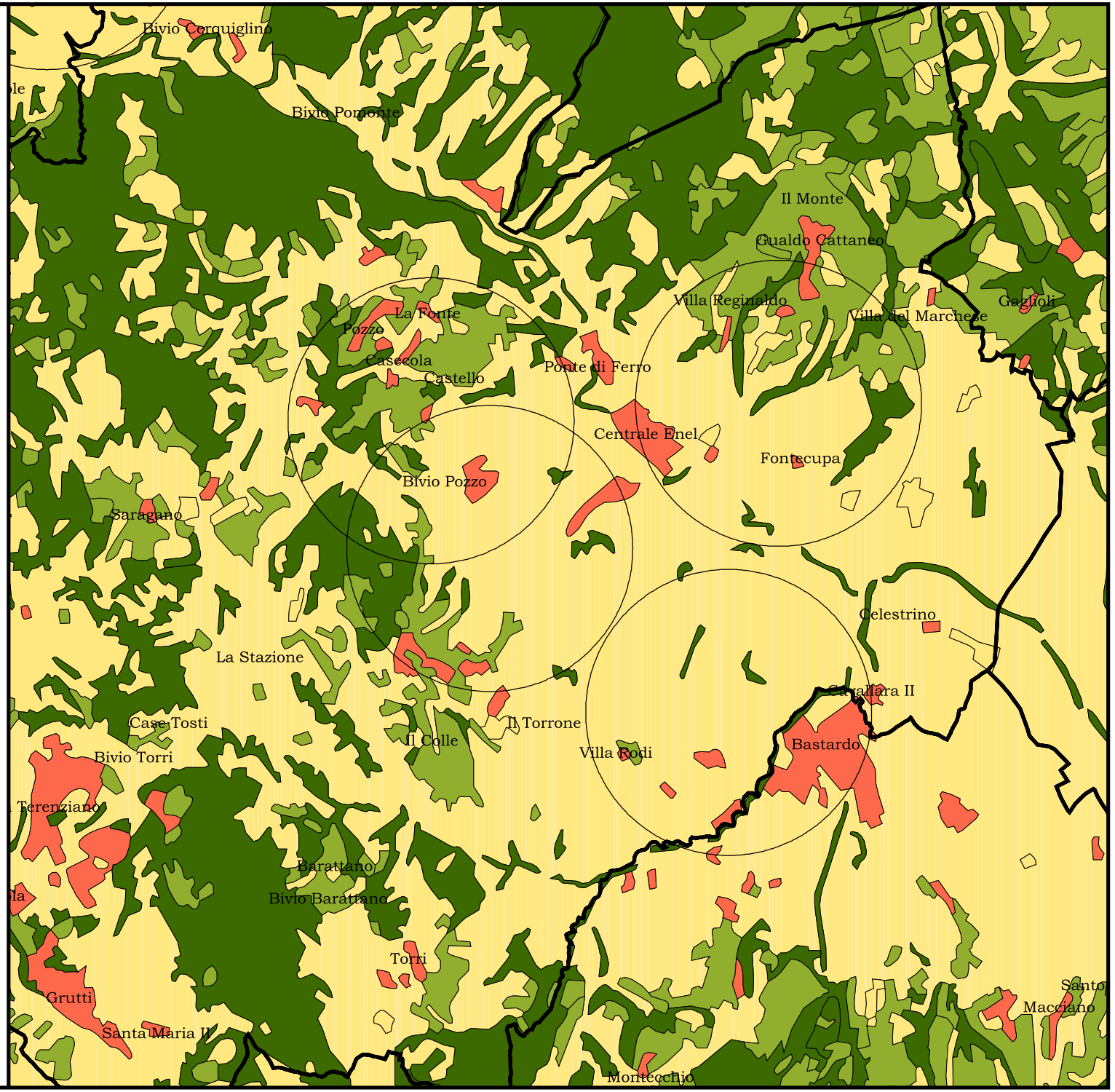
Pesatura della Propensione Ambientale

Analisi dell'uso del suolo nel Comune di Gualdo Cattaneo
Dati PUT - Regione Umbria

scala 1:50.000

Tavola 74

Pesatura dell'analisi dell'uso del suolo



Legenda

- **Aree a impatto negativo**
- **Aree a impatto nullo**
- **Aree a lieve impatto positivo**
- **Aree a impatto positivo**

SESSIONE LICHENI

9 - INTRODUZIONE

Il presente studio è finalizzato a verificare l'impatto ambientale della Centrale elettrica Enel localizzata nel comune di Gualdo Cattaneo ed è stato realizzato mediante l'utilizzo del lichene epifita *Xanthoria parietina*, studiato in questo caso come bioaccumulatore.

Questo studio rappresenta il primo anno di campagna di biomonitoraggio e i dati raccolti, sebbene siano uno strumento di riferimento indispensabile, non rappresentano ancora una base ben consolidata di informazioni. Si ritiene opportuno infatti che, al fine di comprendere in maniera più esaustiva ed accurata le problematiche ambientali, il biomonitoraggio ambientale sia distribuito su più cicli temporali consecutivi.

Lo studio in conclusione fornisce le seguenti informazioni:

- valori delle concentrazioni degli inquinanti (12 metalli in traccia), organizzati in tabelle e rappresentazioni grafiche
- mappa della distribuzione degli inquinanti sul territorio
- archivio storico di dati, utili per le attività gestionali del territorio.

Strategia di campionamento

Con il presente studio di biomonitoraggio, compiuto nell'area limitrofa la Centrale termoelettrica dell'Enel, sono stati verificati alcuni parametri ambientali sulla base di eventuali effetti indotti da degli inquinanti sui talli lichenici di *Xanthoria parietina*, lichene epifita utilizzato in questo caso come bioaccumulatore.

L'area in oggetto è stata preliminarmente studiata su cartografia IGM scala 1: 25.000 e sono state quindi verificate: la dislocazione della Centrale elettrica, le distanze dei nuclei abitati dalla sorgente di emissione, l'orografia e la rete viaria.

Al fine di valutare dettagliatamente l'impatto nell'area più immediata alla sorgente di emissione, è stato deciso di effettuare la ricerca in una zona ristretta, applicando un elevato numero di stazioni, sulla base di precedenti esperienze di biomonitoraggio svolte in altre aree della Provincia di Perugia.

In un secondo momento è stato compiuto un sopralluogo in campo, per verificare l'omogeneità di diffusione dei talli lichenici autoctoni e il loro stato generale. Successivamente all'accertamento della loro idoneità, si è proceduto a raccogliere circa 150 mg di squamule periferiche di tallo lichenico. I campioni, sono stati ripuliti da eventuali frammenti estranei con l'ausilio di pinzette in acciaio inox ed uno stereomicroscopio, e successivamente conservati in provette sterili. In base alla tipologia della sorgente di emissione e del contesto antropico locale, sono stati monitorati i seguenti inquinanti: Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Ti, V, Zn.

La metodologia applicata è stata standardizzata (Nimis & Bargagli, 1999) e di seguito adottata dall'A.N.P.A (Agenzia Nazionale per la Protezione Ambientale), e consultabile sul sito web: www.sinanet.anpa.it.

Analisi di laboratorio

Le analisi chimiche sono state effettuate dall'Istituto di Ricerca Centro Studi Ambientali di Rimini, il quale ha valutato nei campioni di licheni le concentrazioni dei metalli pesanti, interessati da questa indagine.

Per la determinazione dei metalli pesanti una aliquota esattamente pesata è stata mineralizzata mediante sistema a microonde (MLS 1200 Mega Milestone) con miscela di acido nitrico ed acqua ossigenata entrambi di grado suprapur. Successivamente il mineralizzato è stato ripreso con acqua demineralizzata (Sistema MilliQ) e portato a volume di 25 ml. Per la quantificazione dei metalli sono state utilizzate tecniche di spettrometria ad assorbimento ed emissione atomica. In particolare Arsenico, Berillio, Cadmio, Cromo e Piombo sono stati quantificati mediante spettrometro ad assorbimento atomico con atomizzazione elettrotermica e correzione del fondo mediante effetto Zeeman (SpectrAA220Z Varian). Alluminio, Rame, Nichel, Vanadio, Titanio e Zinco sono stati determinati mediante spettrometro ad emissione atomica con plasma ad accoppiamento indotto Vista-MPX Varian; il Mercurio è stato quantificato mediante spettrometro ad assorbimento atomico con amalgama d'oro (AMA-254 Altec).

Area monitorata e localizzazione stazioni

La Centrale elettrica monitorata si trova nel Comune di Gualdo Cattaneo, lungo la strada statale in loc. Ponte di Ferro. L'impianto è dislocato a sud-ovest di Gualdo C. ad una distanza di circa 1,8 km dal centro cittadino. A nord e a sud della Centrale si trovano rilievi collinari mentre ad est e ad ovest si estende la Valle del Puglia.

L'area monitorata è di 24 km², in cui sono state individuate in maniera preferenziale 20 stazioni, per una densità di campionamento pari a 1,2.

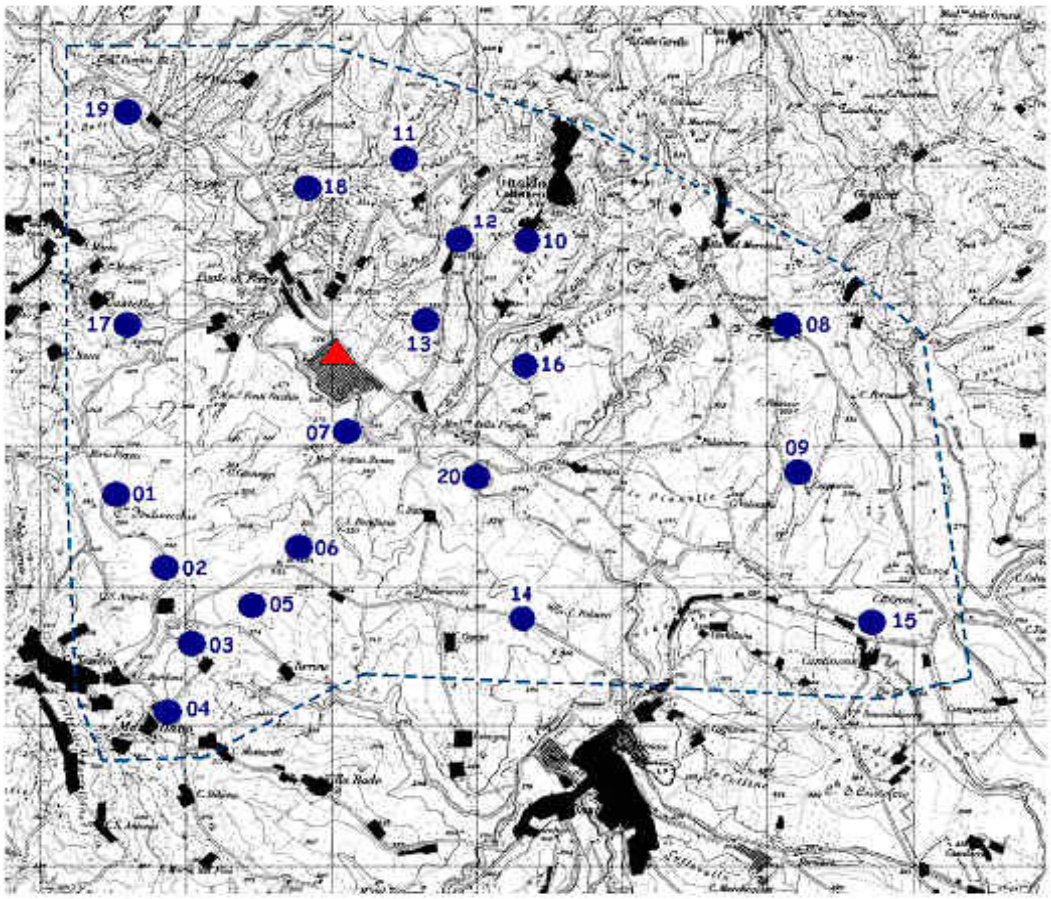


fig. 1 - Cartina dell'area: la Centrale elettrica è contraddistinta da un triangolo rosso, mentre le venti stazioni da un cerchio blu.

10 - RISULTATI

Dati stazioni

Le 20 stazioni dislocate in quest'area sono state contrassegnate con un codice alfanumerico (es. S1) dove la lettera e il numero indicano la stazione ed il suo numero progressivo.

Stazione	Località
S1	C.le Fontivecchie
S2	C.le Fontivecchie sud
S3	Collesecco
S4	Marcellano
S5	Il Torrone
S6	Le Corone
S7	Centrale elettrica
S8	C.se Nuove
S9	C. Romeo
S10	Gualdo Cattaneo
S11	Colletino
S12	Villa Reginaldo nord
S13	Villa Reginaldo sud
S14	C. Polacco
S15	Cantinone
S16	Villa dell'Oro
S17	S. Andrea
S18	Costarelle
S19	Pian dei Bacci
S20	Mad.na della Puglia

10.1 - Alluminio (Al)

L'alluminio è uno degli elementi più abbondanti della crosta terrestre, la sua presenza nell'ambiente è soprattutto legata a fonti naturali ma anche alle attività umane come la combustione di combustibili fossili e produzione di cemento.

La stima delle concentrazioni di questo metallo è condizionata principalmente dalla presenza della contaminazione terrigena nei talli lichenici. La concentrazione media rilevata è di 1210 ppm, corrispondente al 90° percentile della scala naturalità/alterazione (naturalità/alterazione basse).

Alluminio - Al			
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**	**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	918	S11	1664
S2	1248	S12	1259
S3	1478	S13	1707
S4	905	S14	1473
S5	974	S15	968
S6	1184	S16	637
S7	1058	S17	1001
S8	765	S18	1215
S9	1569	S19	1111
S10	1709	S20	1352

Valore medio	1210
Valore min	637
Valore max	1709
Dev. Standard	316
C.V. %	26,1

Tab. 1 - Concentrazione dell'Alluminio nelle singole stazioni e relative statistiche.

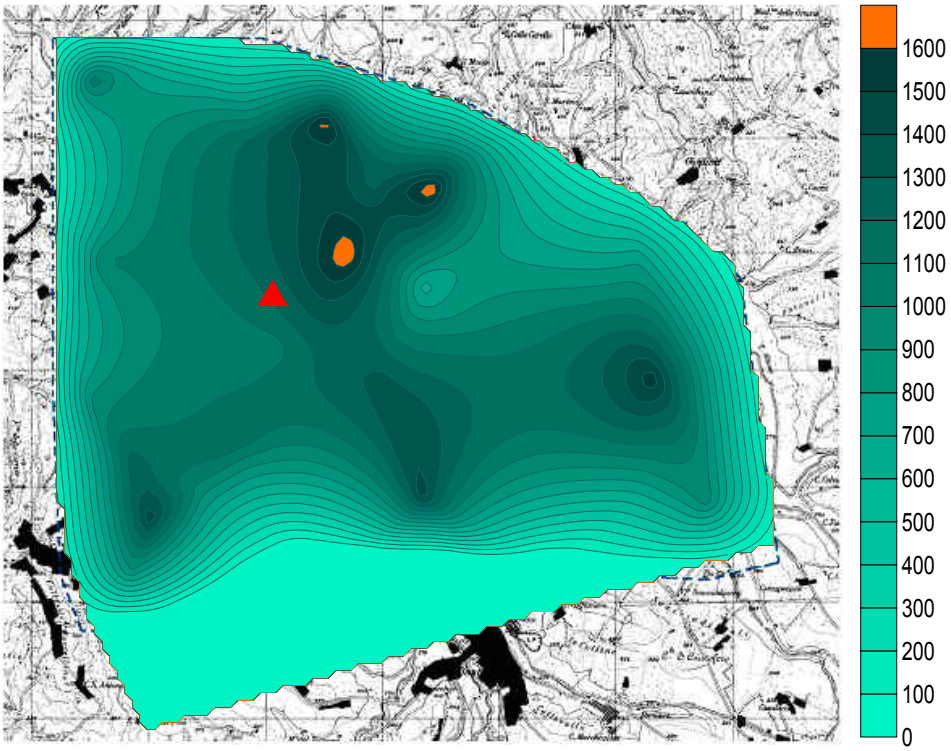


fig. 2 - Carta della deposizione dell'Alluminio con relativa scala in ppm. L'impianto è indicato con un triangolo.

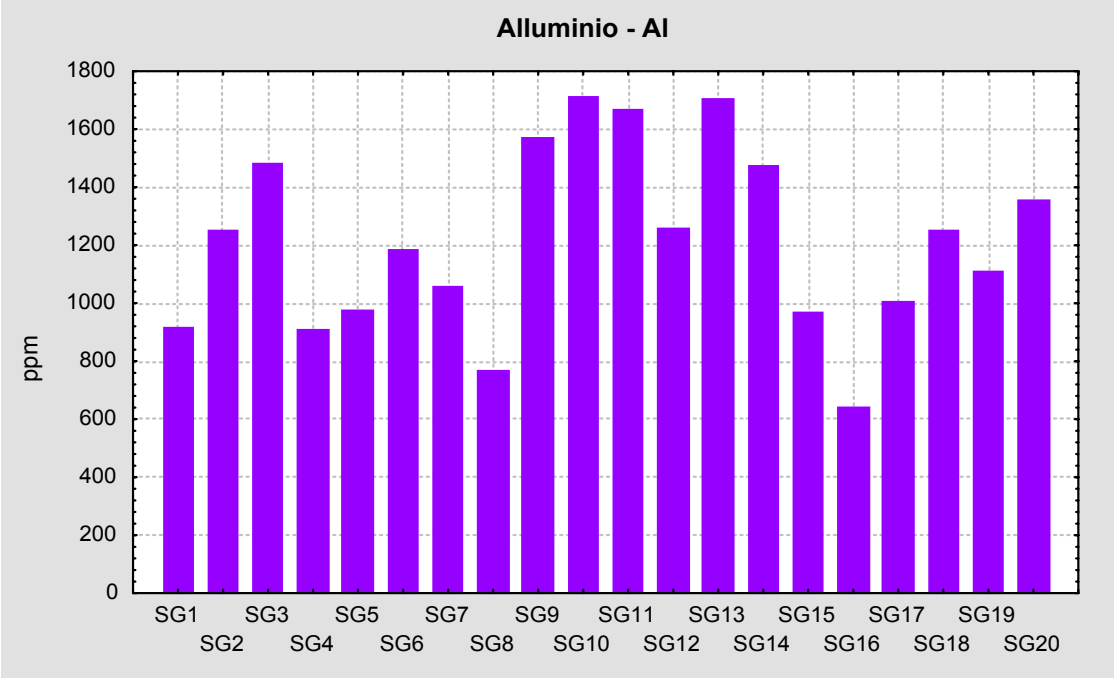


fig. 3 - Grafico delle concentrazioni dell'Alluminio in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

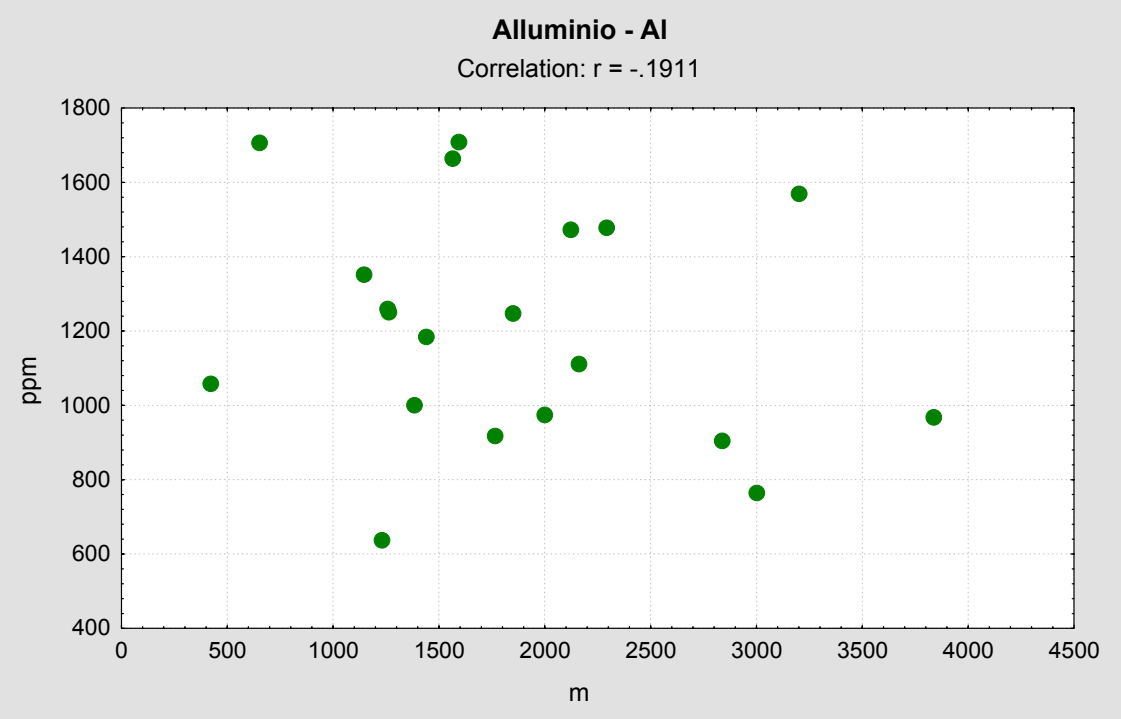


fig. 4 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.2 - Arsenico (As)

L'Arsenico presenta un valore medio delle concentrazioni di 0,15 ppm, corrispondente al 20° percentile della scala naturalità/alterazione (naturalità molto alta). Il valore massimo registrato, non particolarmente elevato (0,90 ppm), corrisponde alla stazione 6 posta a Sud della Centrale elettrica, e ricade nel 75° percentile (naturalità media).

Questo contaminante può essere rilasciato nell'ambiente dalla combustione di carbon fossile e altre fonti antropiche quali fonderie di rame e altri metalli, industrie del vetro e quelle chimiche (Goyer, 2000) o in seguito all'impiego in agricoltura di erbicidi e pesticidi (Floccia *et al.,* 2003).

Arsenico - As			
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**	**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	0,05	S11	0,05
S2	0,05	S12	0,40
S3	0,05	S13	0,05
S4	0,05	S14	0,05
S5	0,05	S15	0,05
S6	0,90	S16	0,05
S7	0,05	S17	0,05
S8	0,05	S18	0,05
S9	0,05	S19	0,05
S10	0,30	S20	0,60

Valore medio	0,15
Valore min	0,05
Valore max	0,90
Dev. Standard	0,23
C.V. %	153,3

Tab. 2 - Concentrazione dell'Arsenico nelle singole stazioni e relative statistiche.

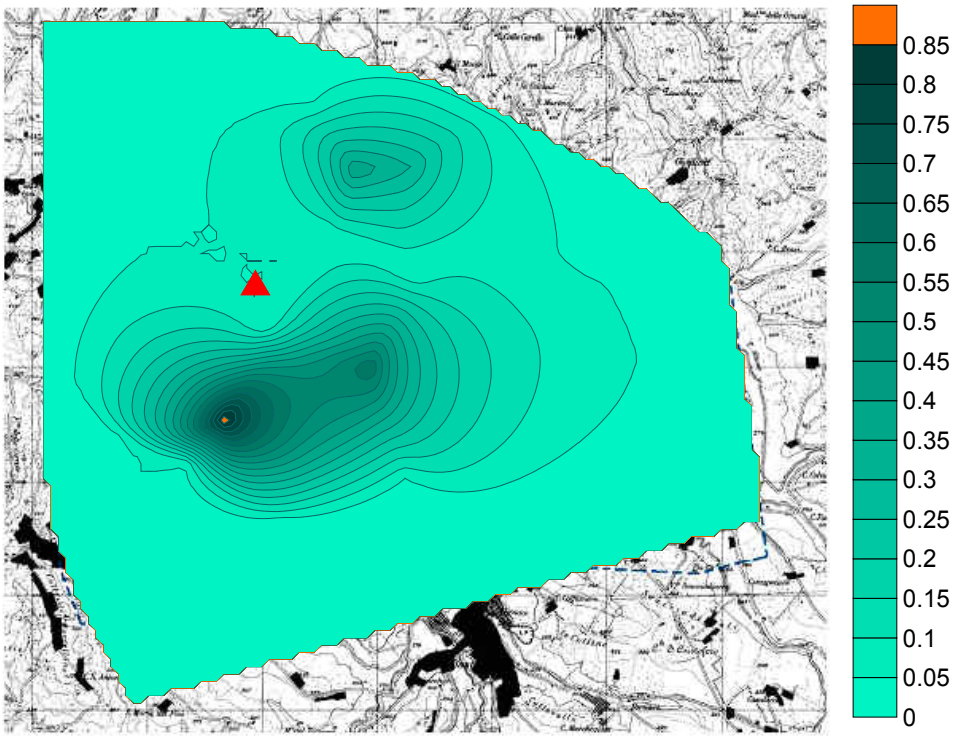


fig. 5 - Carta della deposizione dell'Arsenico con relativa scala in ppm. L'impianto è indicato con un triangolo.

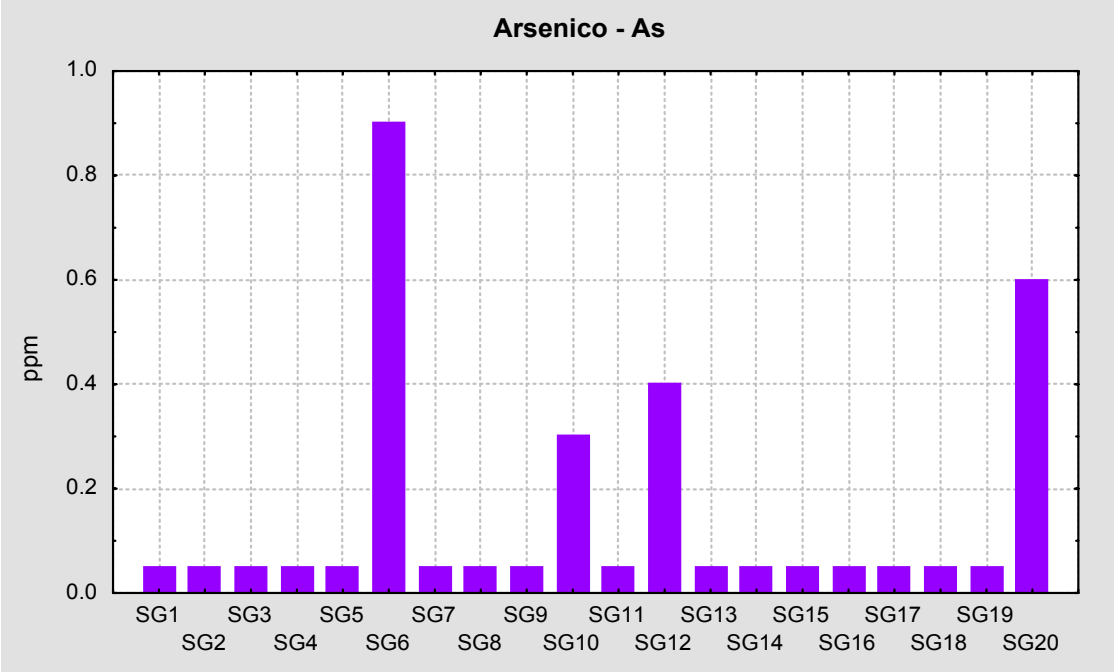


fig. 6 - Grafico delle concentrazioni dell'Arsenico in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

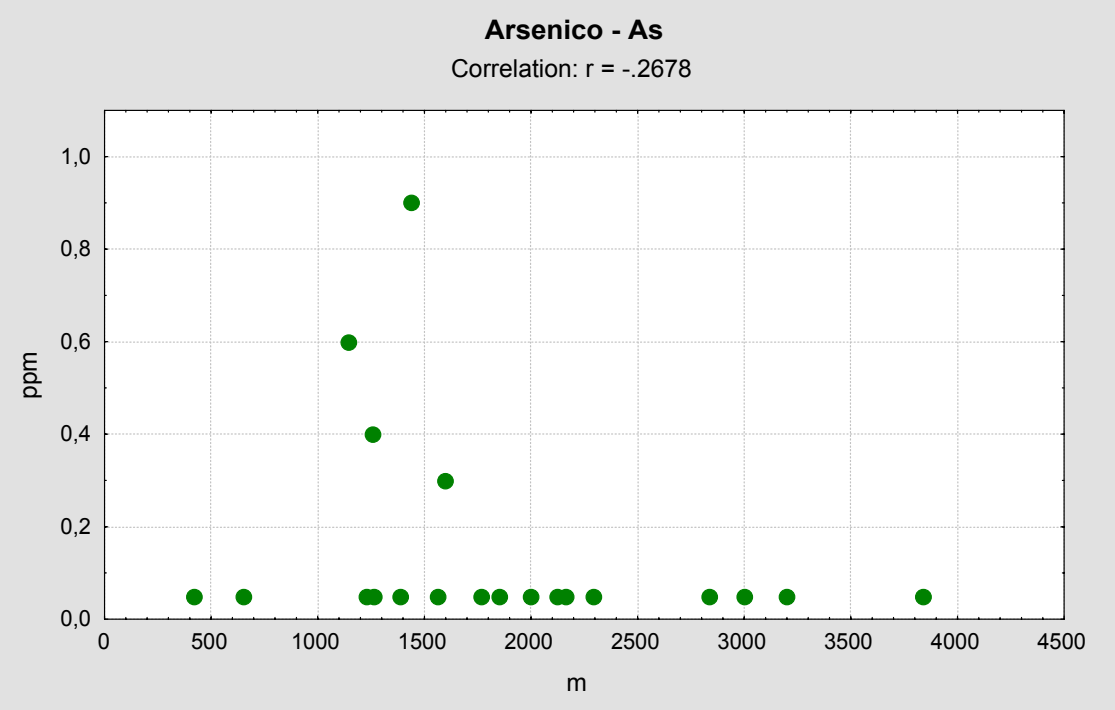


fig. 7 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.3 - Berillio (Be)

La concentrazione media di Berillio nei talli lichenici è risultata essere di 0,04 ppm, valore corrispondente al 20° percentile (naturalità molto alta), mentre il valore più elevato appartiene alla stazione 10 posta a Nord/Est della Centrale elettrica ed è stato pari a 0,08 ppm. Questa concentrazione ricade tuttavia nel 50° percentile (naturalità alta) e non rappresenta un livello di contaminazione preoccupante.

Il Berillio è scarsamente presente in natura e la sua presenza in atmosfera è legata soprattutto alla combustione di carbone (Floccia *et al.,* 2003) e all'incenerimento dei rifiuti (Campbell, 1976).

Berillio - Be			
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**	**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	0,01	S11	0,06
S2	0,05	S12	0,04
S3	0,04	S13	0,07
S4	0,04	S14	0,05
S5	0,04	S15	0,03
S6	0,03	S16	0,03
S7	0,03	S17	0,03
S8	0,03	S18	0,05
S9	0,06	S19	0,03
S10	0,08	S20	0,05

Valore medio	0,04
Valore min	0,01
Valore max	0,08
Dev. Standard	0,02
C.V. %	50

Tab. 3 - Concentrazione del Berillio nelle singole stazioni e relative statistiche.

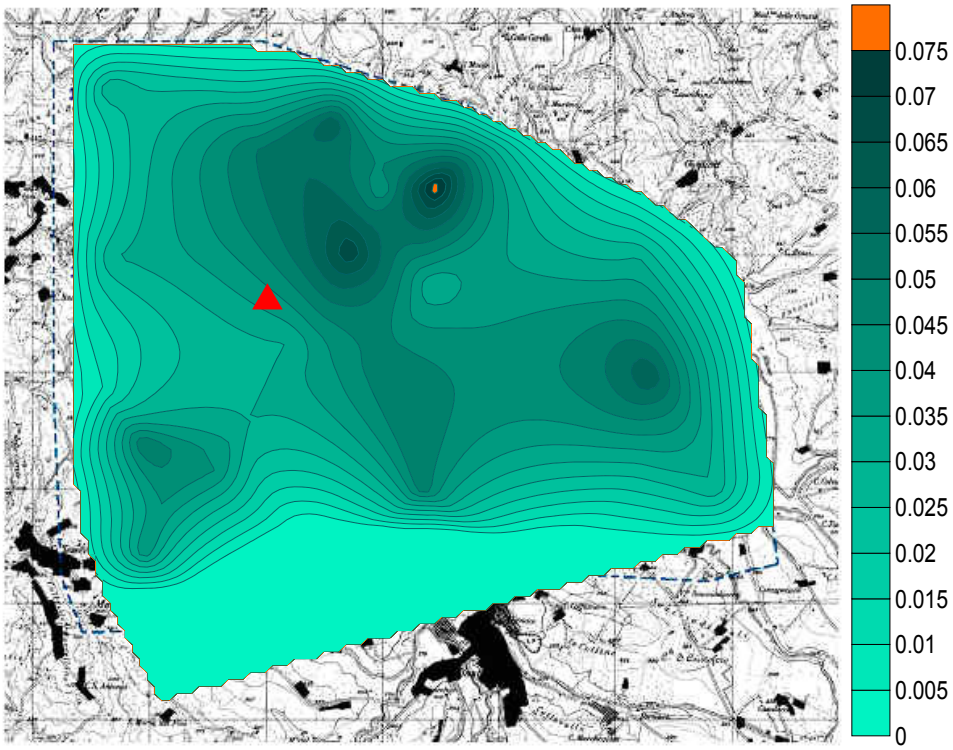


fig. 8 - Carta della deposizione del Berillio con relativa scala in ppm. L'impianto è indicato con un triangolo.

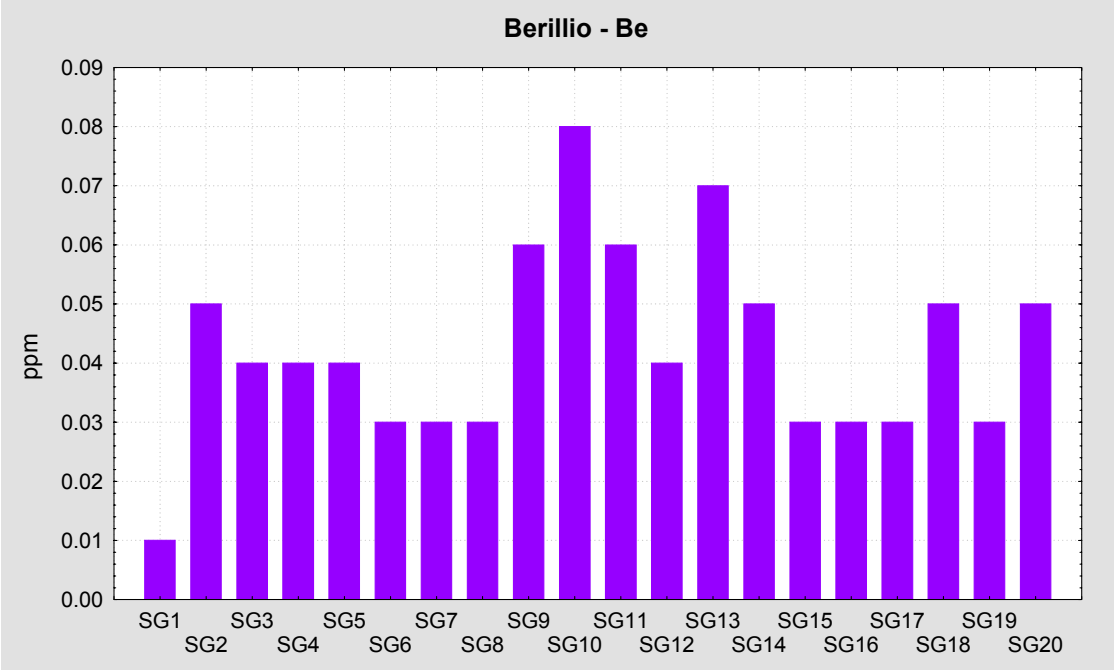


fig. 9 - Grafico delle concentrazioni del Berillio in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

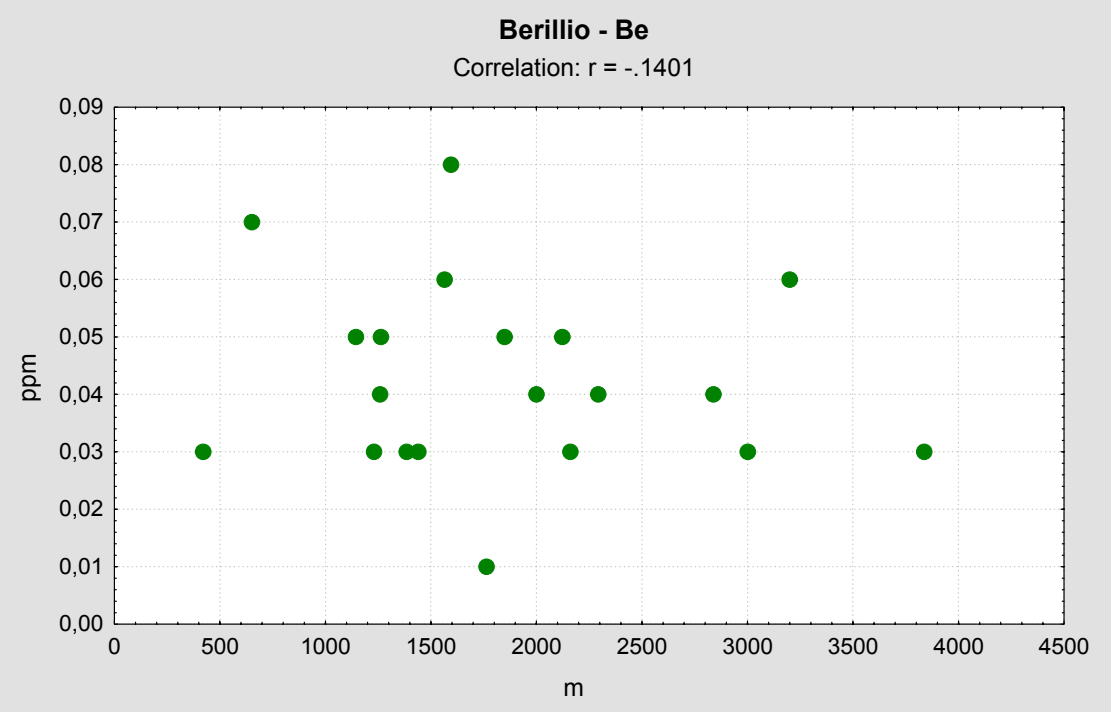


fig. 10 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.4 - Cadmio (Cd)

Il Cadmio ha presentato una concentrazione media di 0,13 ppm, corrispondente al 20° percentile (naturalità molto alta) della scala naturalità/alterazione.

Il valore massimo è stato di 0,33 ppm ed è stato riscontrato in corrispondenza della stazione 1, posta a Sud/Ovest della Centrale elettrica. Questo valore ricade nel 50° percentile (naturalità alta) e non rappresenta un livello di contaminazione preoccupante.

Il Cadmio è ritenuto potenzialmente tossico per l'uomo anche a basse concentrazioni.

Le fonti antropiche di tale metallo nell'ambiente sono rappresentate soprattutto dalla fusione e raffinazione di Zinco e di Piombo, dalla combustione di carbon fossile, dall'immissione di materie plastiche, dai fertilizzanti fosfatici, dai pesticidi e dalla combustione di rifiuti urbani.

Cadmio - Cd			
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**	**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	0,33	S11	0,04
S2	0,14	S12	0,12
S3	0,10	S13	0,15
S4	0,07	S14	0,13
S5	0,14	S15	0,17
S6	0,11	S16	0,07
S7	0,13	S17	0,05
S8	0,11	S18	0,06
S9	0,12	S19	0,23
S10	0,09	S20	0,21

Valore medio	0,13
Valore min	0,04
Valore max	0,33
Dev. Standard	0,07
C.V. %	53,8

Tab. 4 - Concentrazione del Cadmio nelle singole stazioni e relative statistiche.

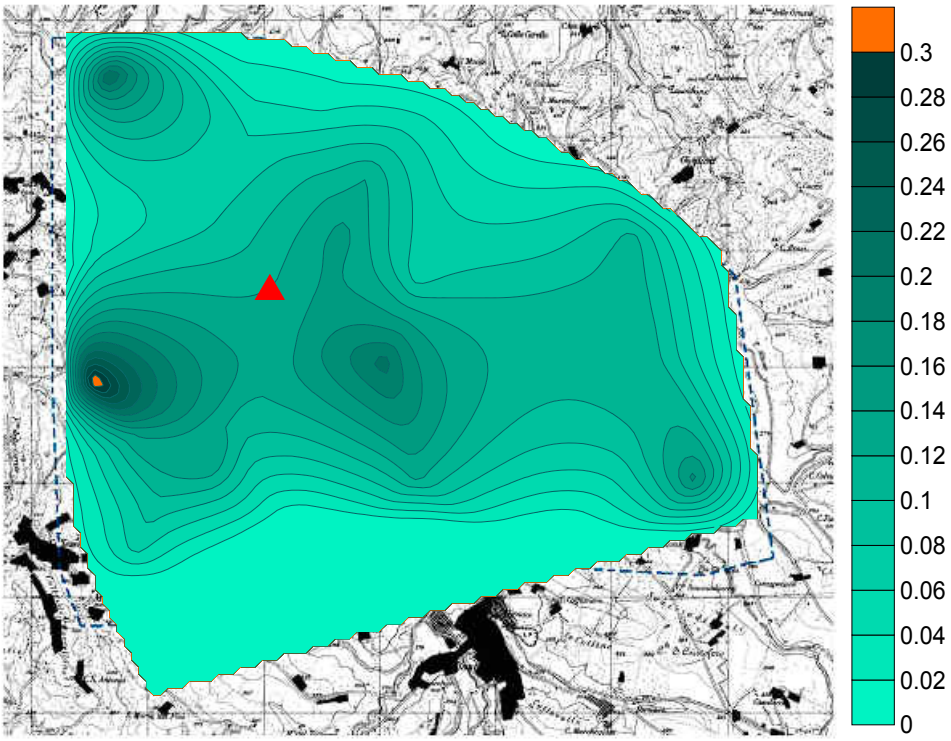


fig. 11 - Carta della deposizione del Cadmio con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

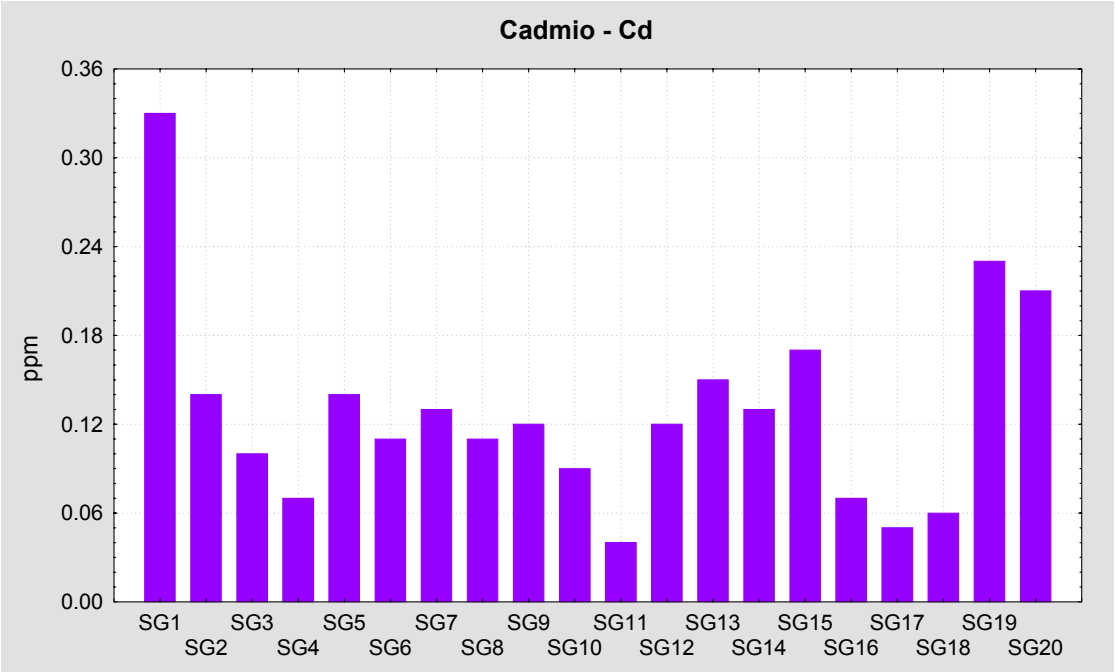


fig. 12 - Grafico delle concentrazioni del Cadmio in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

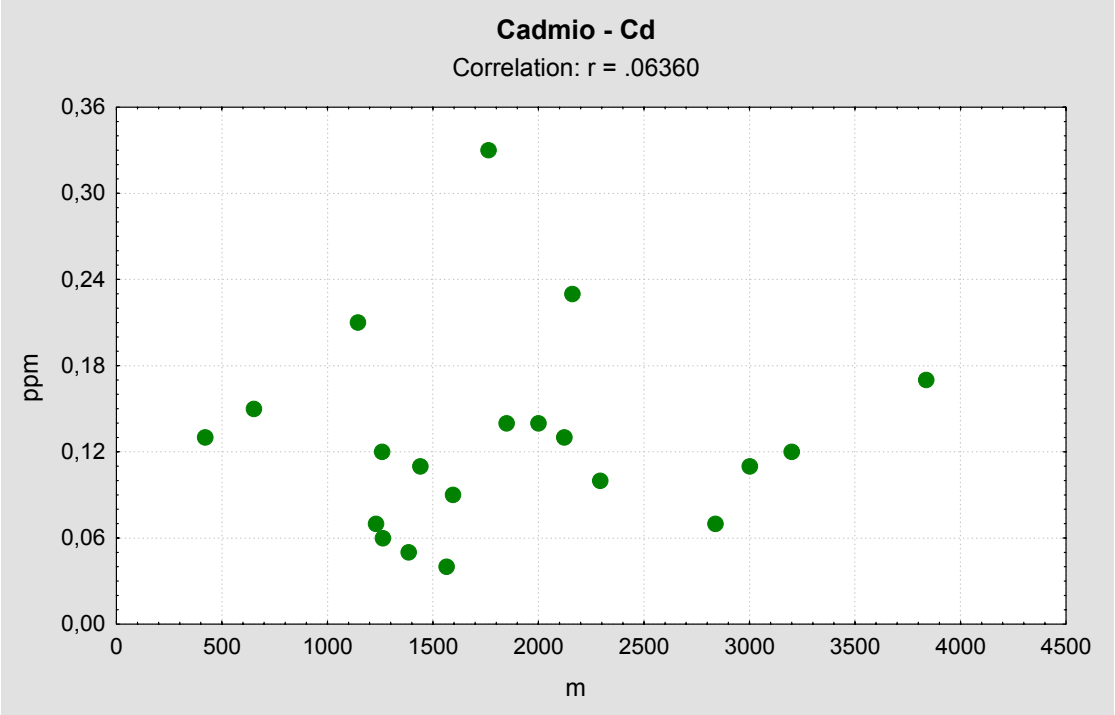


fig. 13 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.5 - Cromo (Cr)

La concentrazione media di questo contaminante è risultata essere di 1,4 ppm, valore che corrisponde 50° percentile (naturalità alta) della scala naturalità/alterazione.

Il valore massimo, riscontrato presso la stazione 10 posta a nord-est della Centrale ENEL, è stato pari a 2,6 ppm; tale valore ricade nel 75° percentile (naturalità media). Nell'insieme, la diffusione di questo elemento è stata rilevata soprattutto a Nord-Nord/Est e Sud/Est della centrale; tuttavia l'area indagata non è stata interessata da importanti concentrazioni di Cromo.

Questo metallo esiste con stati d'ossidazione variabili tra Cr^{-2} e Cr^{+6} e la forma fortemente ossidata esavalente, risulta molto pericolosa per l'uomo. Le principali fonti antropiche, responsabili della presenza di questo contaminante nella biosfera, sono le attività estrattive e industriali quali: produzione di leghe, raffinazione dei minerali, le industri galvaniche, le concerie (Floccia *et al.,* 2003) e la combustione di combustibili fossili (Goyer, 2000).

Cromo - Cr			
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**	**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	1,1	S11	1,7
S2	1,5	S12	1,6
S3	1,0	S13	1,8
S4	1,0	S14	2,0
S5	1,3	S15	1,2
S6	1,5	S16	0,8
S7	1,2	S17	1,0
S8	0,7	S18	1,8
S9	1,7	S19	1,0
S10	2,6	S20	2,2

Valore medio	1,4
Valore min	0,7
Valore max	2,6
Dev. Standard	0,5
C.V. %	35,7

Tab. 5 - Concentrazione del Cromo nelle singole stazioni e relative statistiche.

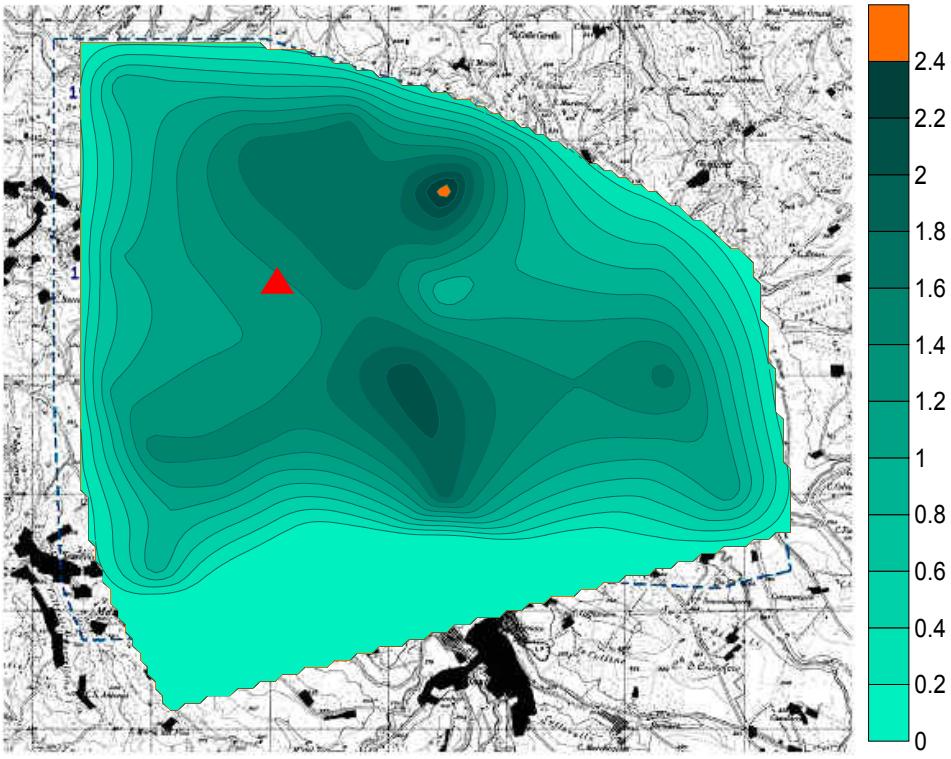


fig. 14 - Carta della deposizione del Cromo con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

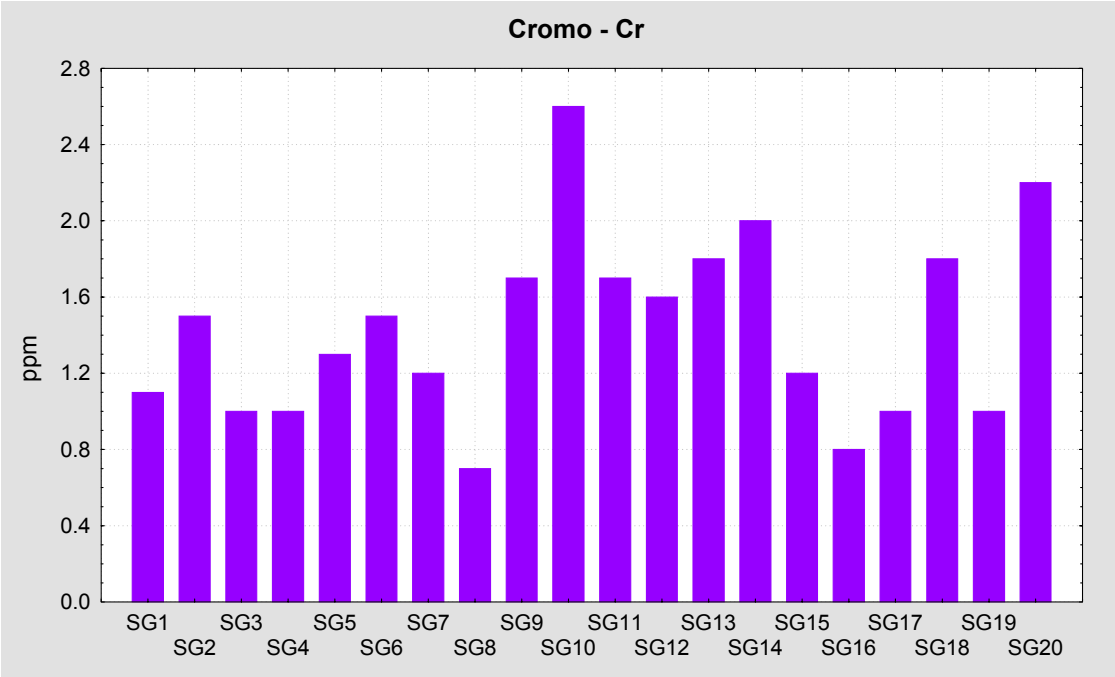


fig. 15 - Grafico delle concentrazioni del Cromo in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

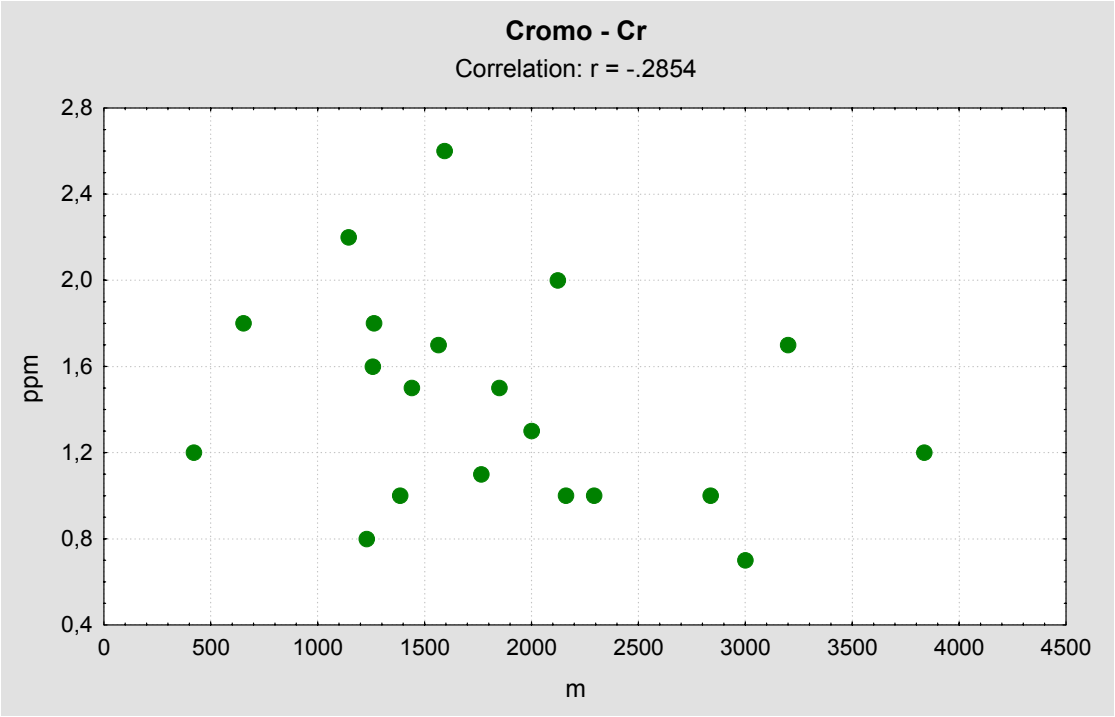


fig. 16 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.6 - Rame (Cu)

Il Rame ha mostrato una concentrazione media nei talli lichenici di 5,8 ppm, corrispondente al 20° percentile (naturalità molto alta); tuttavia nella stazione 11 posta a Nord della Centrale, spicca il valore massimo rilevato che è stato di 12,2 ppm, corrispondente al 75° percentile (naturalità media). La presenza del rame nell'ambiente deriva principalmente dalla lavorazione di metalli e dalla combustione di legname e di carbone, dall'incenerimento dei rifiuti, dall'utilizzo di pesticidi e fertilizzanti.

Rame - Cu			
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**	**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	3,6	S11	12,2
S2	6,5	S12	4,5
S3	5,1	S13	5,0
S4	7,0	S14	7,7
S5	6,8	S15	4,2
S6	5,3	S16	5,1
S7	4,9	S17	4,3
S8	6,7	S18	5,1
S9	7,0	S19	3,5
S10	6,5	S20	5,9

Valore medio	5,8
Valore min	3,5
Valore max	12,2
Dev. Standard	1,9
C.V. %	32,7

Tab. 6 - Concentrazione del Rame nelle singole stazioni e relative statistiche.

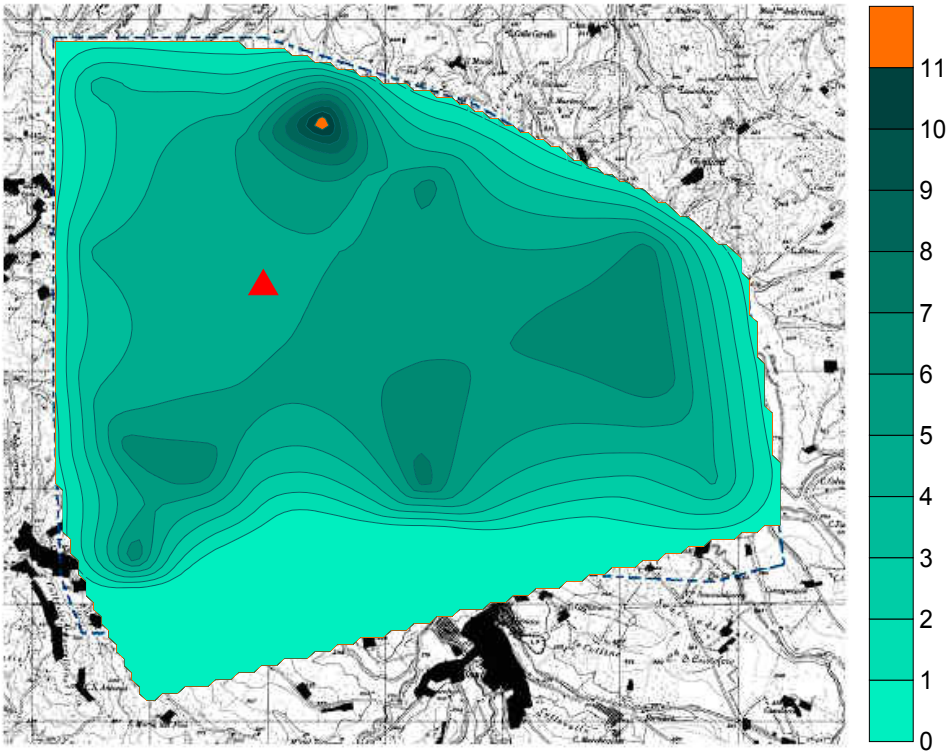


fig. 17 - Carta della deposizione del Rame con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

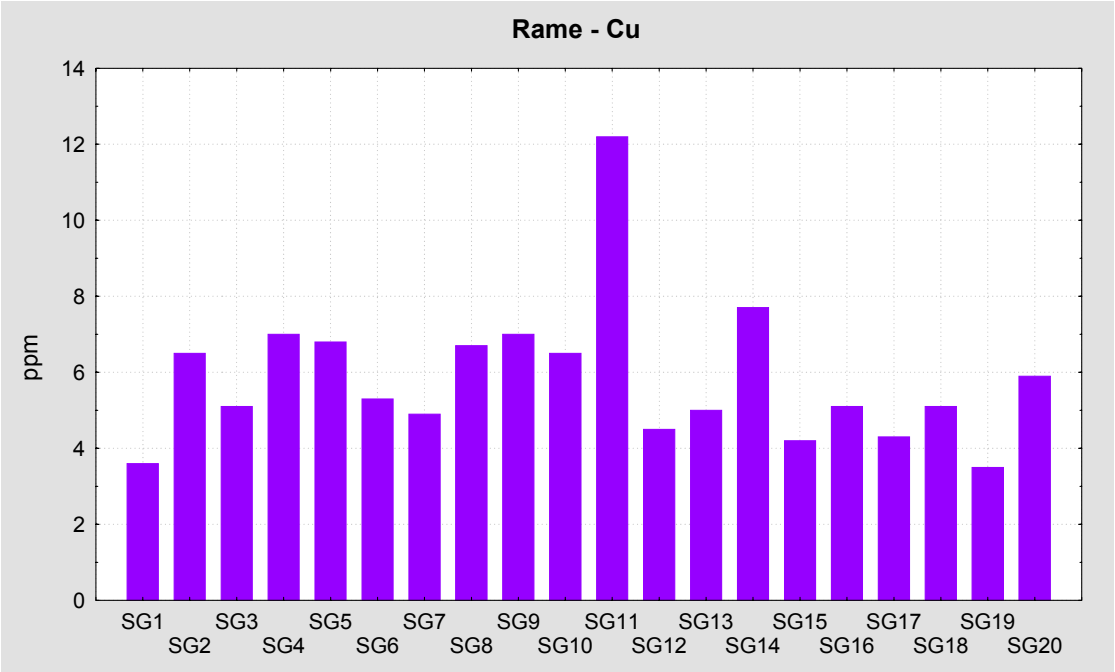


fig. 18 - Grafico delle concentrazioni del Rame in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

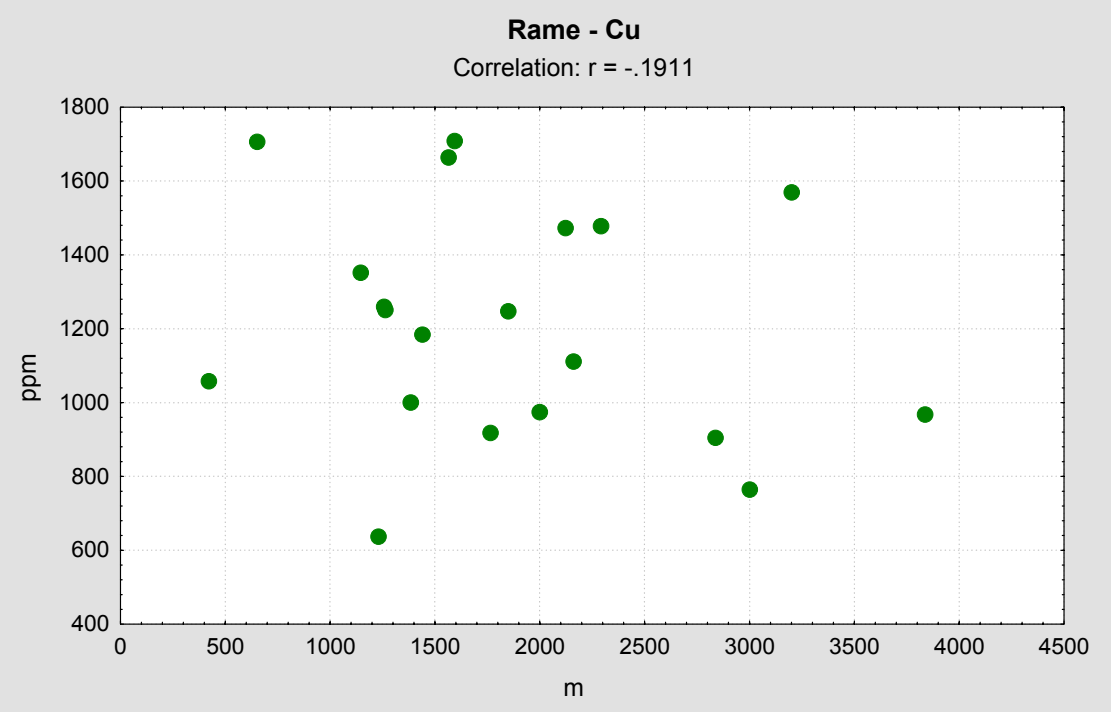


fig. 19 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.7 - Mercurio (Hg)

La concentrazione media di Mercurio è stata di 0,107ppm; Tale valore appartiene al 50° percentile (naturalità alta). Nell'area di studio i valori nelle singole stazioni sono risultati abbastanza omogenei; il valore massimo, rilevato nella stazione 6 posta a Sud della Centrale ENEL, è stato di 0,144 ppm e ricade nel 50° percentile (naturalità media).

Questo metallo risulta essere tossico per l'uomo anche a basse concentrazioni e la principale fonte antropica che contribuisce alla presenza di questo contaminante in biosfera, è la combustione del carbon fossile (Purves, 1985).

Mercurio - Hg				
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**		**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	0,098		S11	0,117
S2	0,098		S12	0,080
S3	0,117		S13	0,109
S4	0,126		S14	0,120
S5	0,119		S15	0,084
S6	0,144		S16	0,104
S7	0,117		S17	0,076
S8	0,109		S18	0,091
S9	0,129		S19	0,088
S10	0,111		S20	0,099

Valore medio	0,107
Valore min	0,076
Valore max	0,144
Dev. Standard	0,017
C.V. %	15,9

Tab. 7 - Concentrazione del Mercurio nelle singole stazioni e relative statistiche.

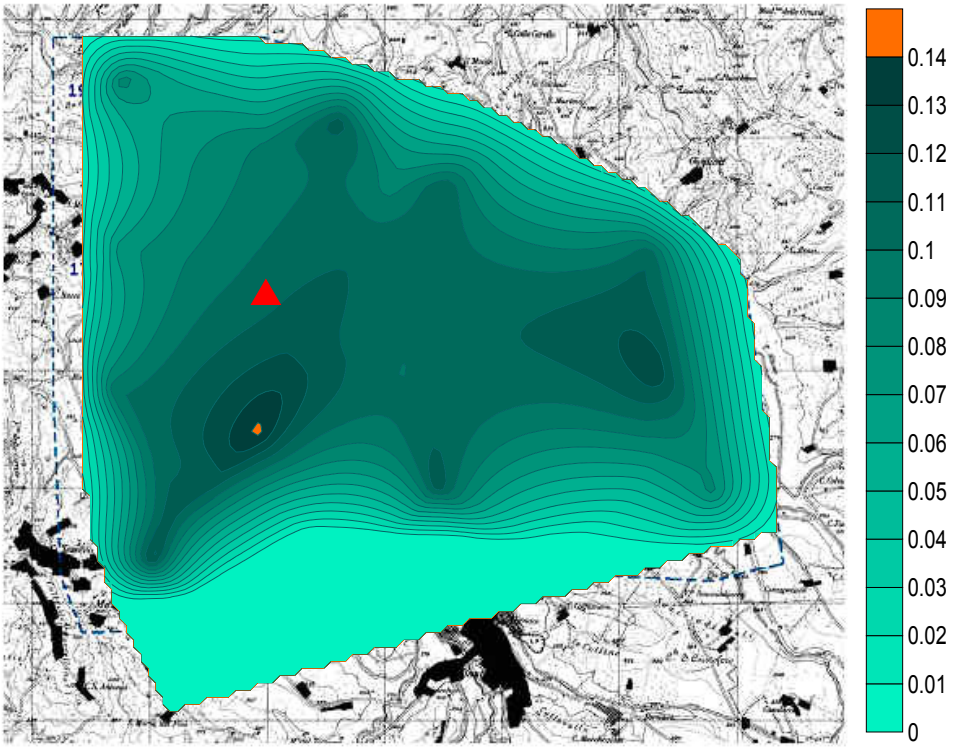


fig. 20 - Carta della deposizione del Mercurio con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

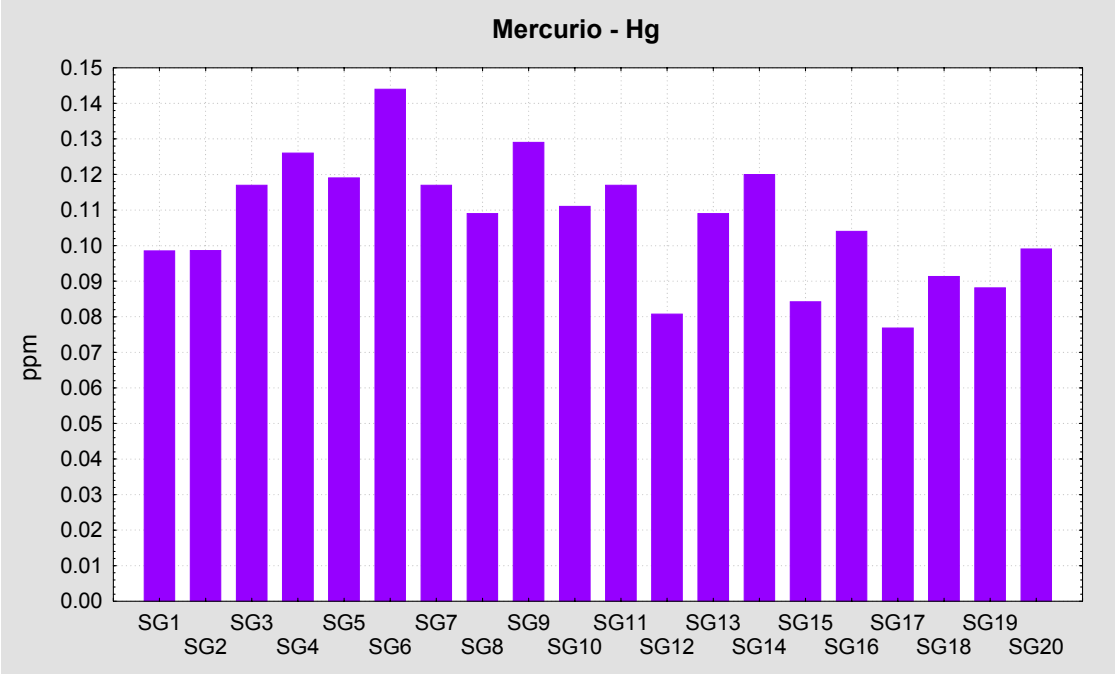


fig. 21 - Grafico delle concentrazioni del Mercurio in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

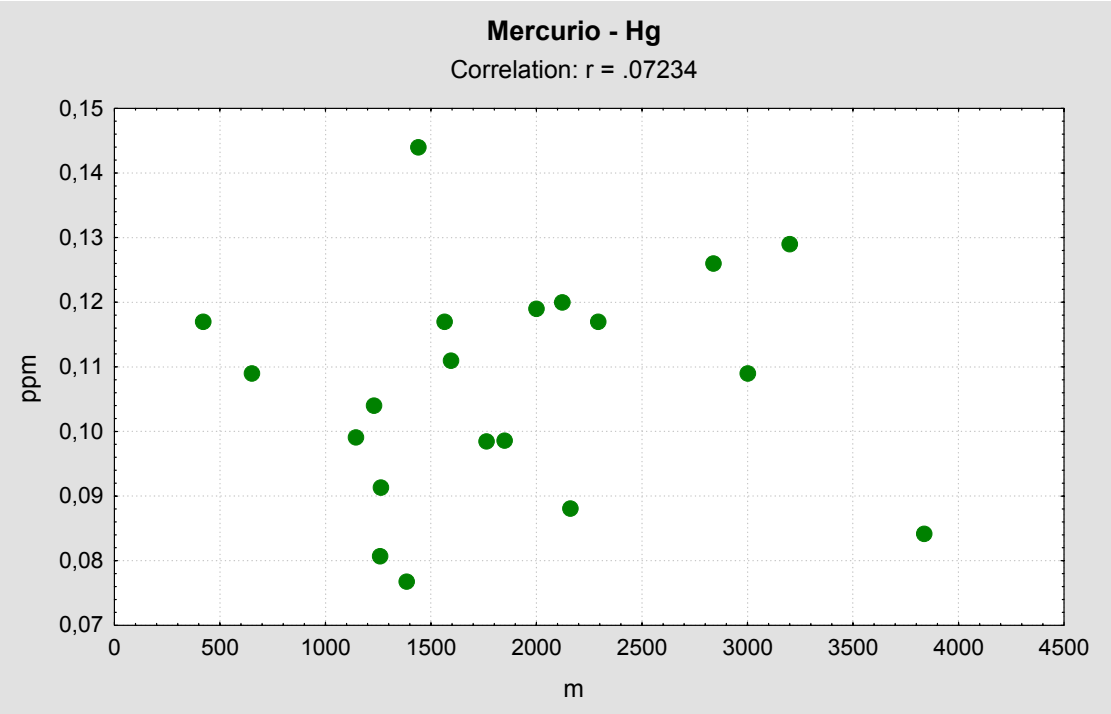


fig. 22 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.8 - Nichel (Ni)

I talli lichenici hanno evidenziato una concentrazione media di Nichel pari a 2,2 ppm, valore che ricade nel 75° percentile (naturalità media), mentre il valore massimo (4,9 ppm) occupa il 90° percentile (naturalità/alterazione basse), ed è stato riscontrato presso la stazione 1 situata a Sud/Ovest della Centrale elettrica.

Nell'area di studio questo contaminante sembra avere avuto una diffusione maggiore soprattutto a Sud/Ovest della Centrale elettrica. Il Nichel presente nell'ambiente è principalmente di origine antropica e deriva dalla combustione di derivati del petrolio e combustibili fossili, dalle attività estrattive, da processi industriali come la fusione di metalli e leghe e dall'elettrolisi (Floccia *et al.,* 2003).

Nichel -Ni				
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**		**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	4,9		S11	1,6
S2	2,9		S12	1,8
S3	2,8		S13	2,4
S4	2,2		S14	2,7
S5	2,1		S15	1,5
S6	2,4		S16	1,1
S7	2,2		S17	1,2
S8	1,5		S18	2,0
S9	2,3		S19	1,6
S10	2,9		S20	2,4

Valore medio	2,2
Valore min	1,1
Valore max	4,9
Dev. Standard	0,8
C.V. %	36,4

Tab. 8 - Concentrazione del Nichel nelle singole stazioni e relative statistiche.

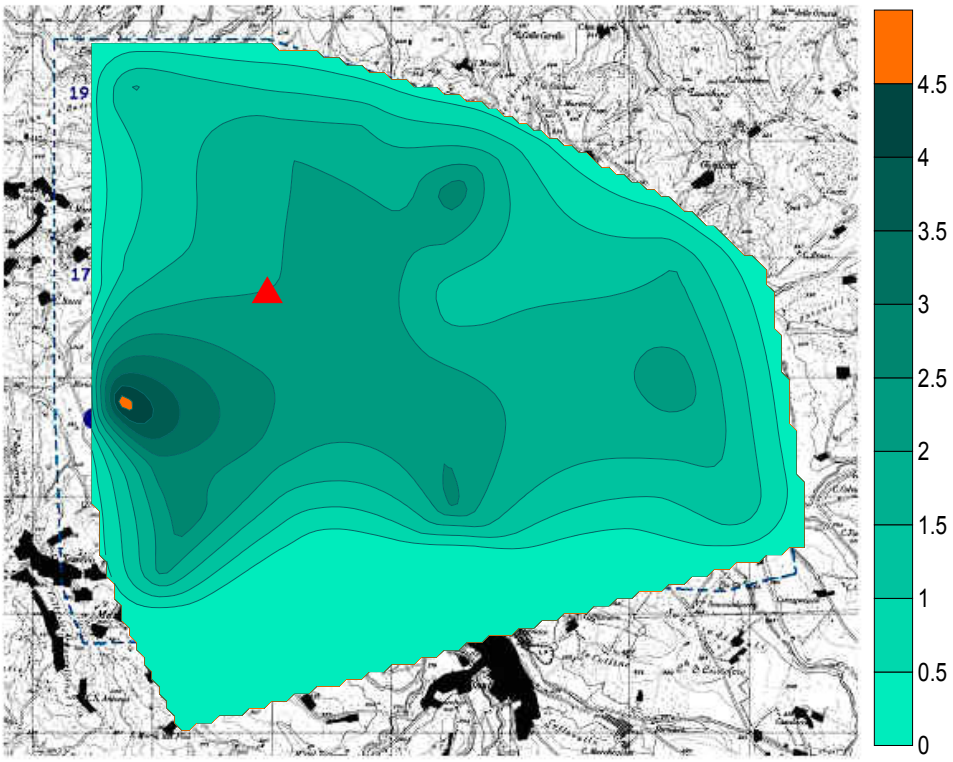


fig. 23 - Carta della deposizione del Nichel con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

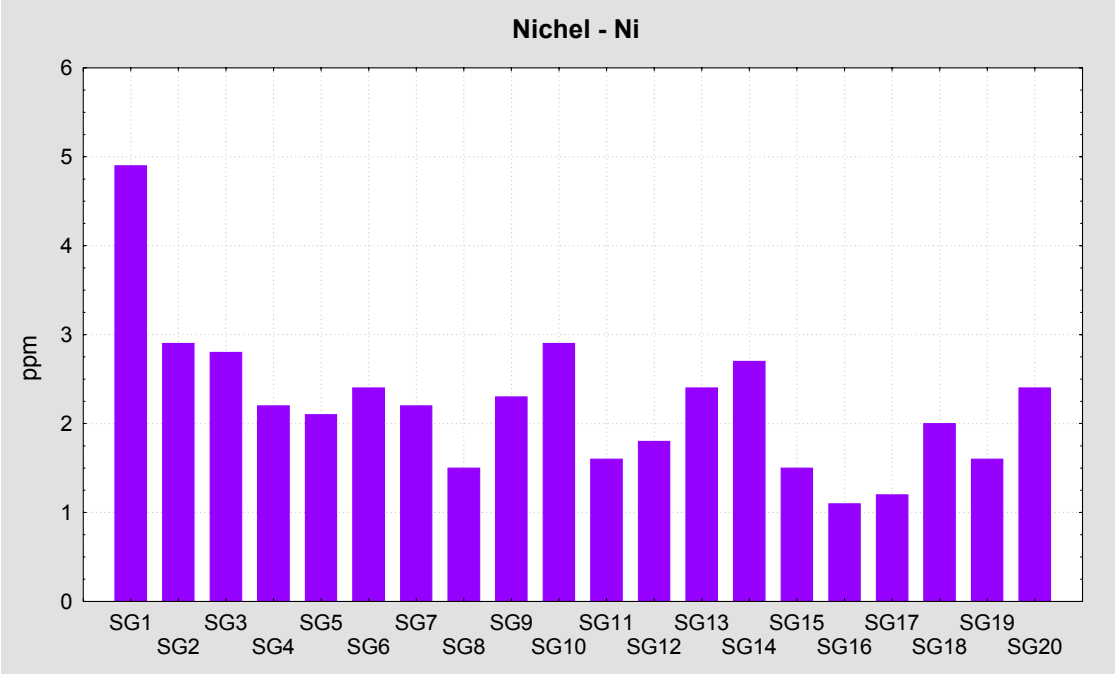


fig. 24 - Grafico delle concentrazioni del Nichel in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

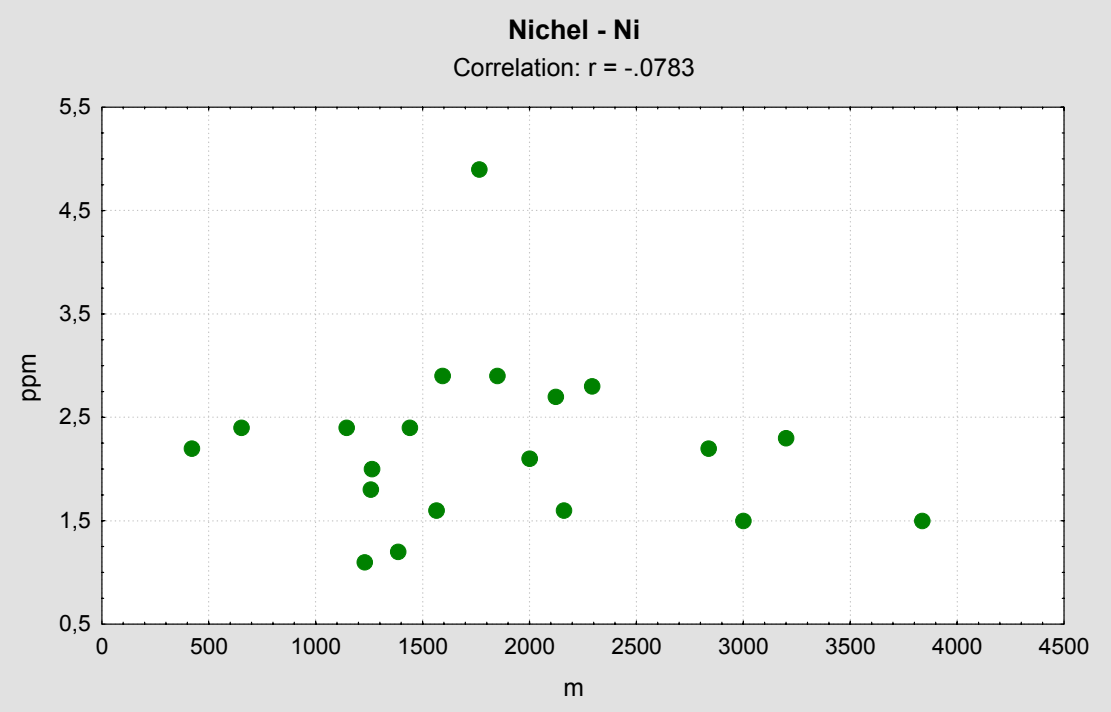


fig. 25 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.9 - Piombo (Pb)

La concentrazione media di Piombo nei talli lichenici è stata di 2,4 ppm, valore che corrisponde al 20° percentile (naturalità molto alta), mentre il valore massimo di 5,6 ppm, appartenente al 50° percentile (naturalità alta), è stato riscontrato in corrispondenza della stazione 10, localizzata a Nord/Est della Centrale a carbone. Nell'area di studio il Piombo ha avuto una diffusione maggiormente marcata a Nord/Est ma tuttavia i valori di contaminazione stimati non raggiungono livelli preoccupanti. Le principali fonti di emissione del Piombo nell'ambiente sono di origine antropica e derivano dal traffico veicolare, dalla combustione di carbon fossile e dalle attività industriali legate al Pb.

Piombo - Pb				
Stazioni	ppm (mg/Kg)		Stazioni	ppm (mg/Kg)
S1	3,5		S11	2,1
S2	2,5		S12	1,3
S3	3,3		S13	4,4
S4	2,2		S14	2,4
S5	2,1		S15	1,6
S6	3,9		S16	1,2
S7	3,1		S17	0,1
S8	1,8		S18	1,4
S9	2,9		S19	1,0
S10	5,6		S20	1,8

Valore medio	2,4
Valore min	0,1
Valore max	5,6
Dev. Standard	1,3
C.V. %	54,2

Tab. 9 - Concentrazione del Piombo nelle singole stazioni e relative statistiche.

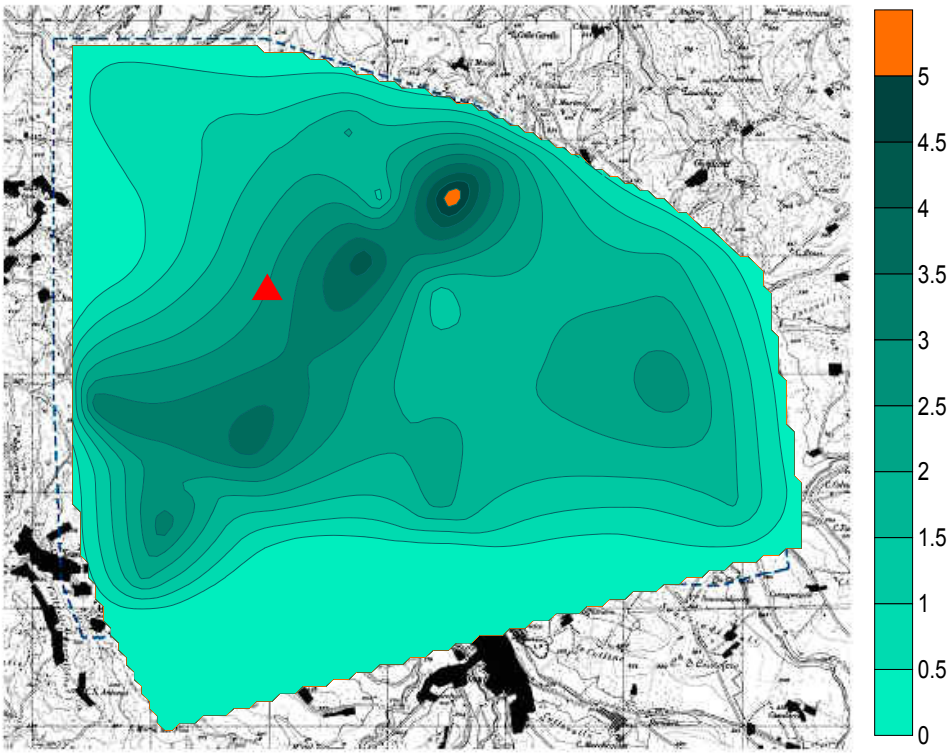


fig. 26 - Carta della deposizione del Piombo con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

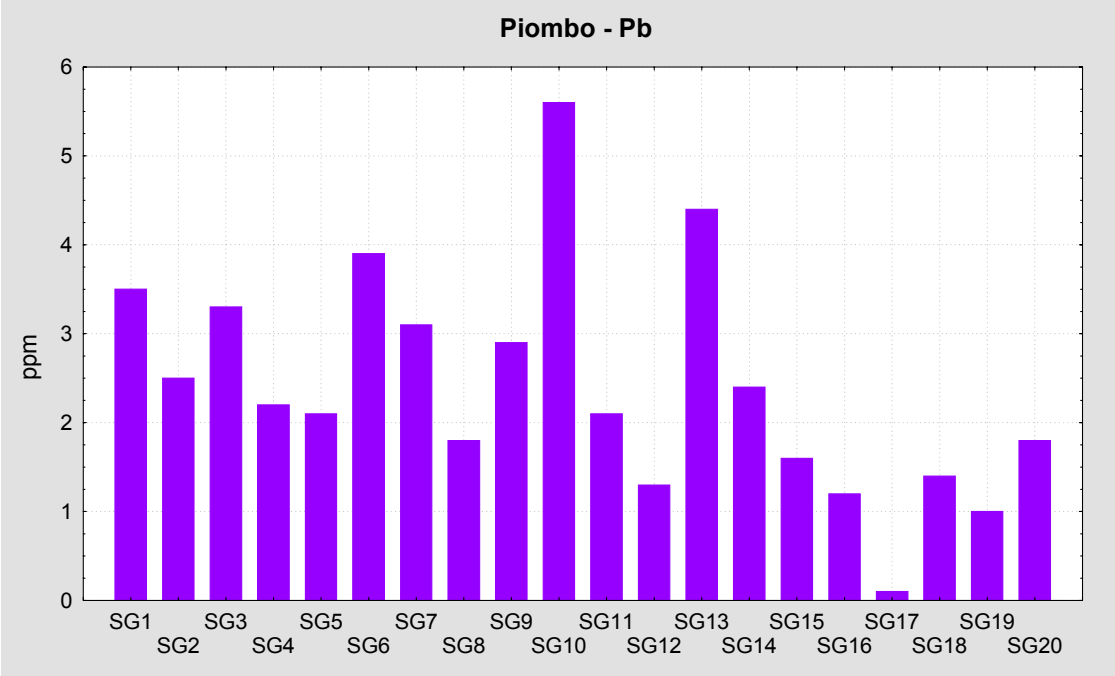


fig. 27 - Grafico delle concentrazioni del Piombo in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

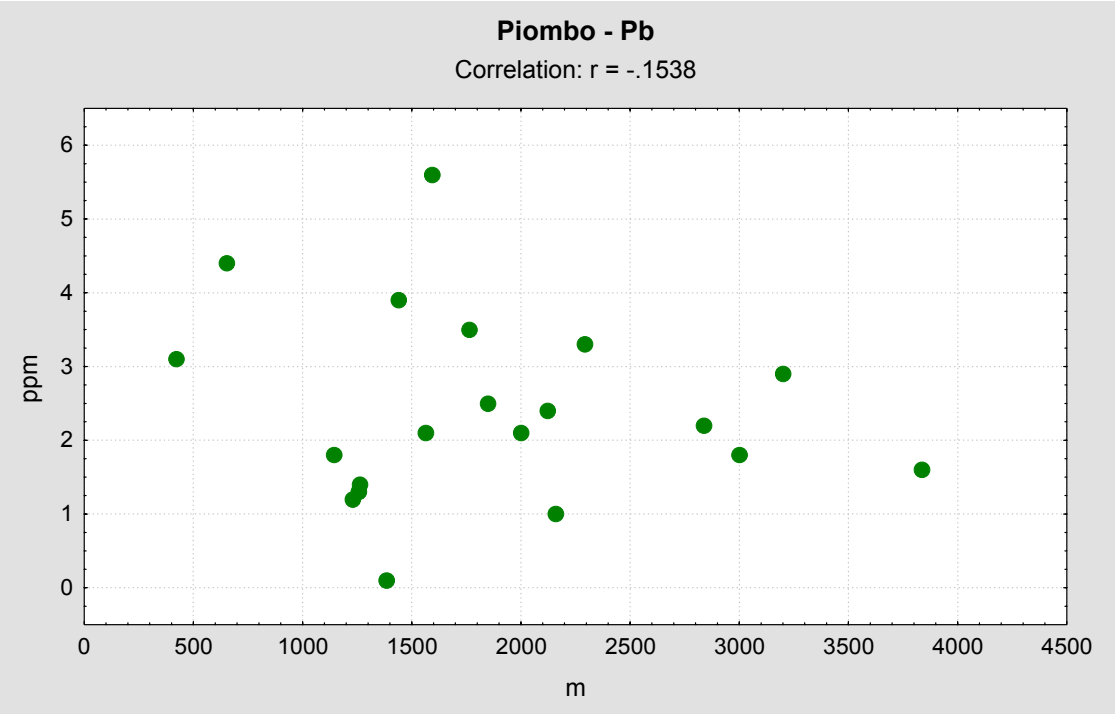


fig. 28 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.10 - Titanio (Ti)

Il Titanio ha mostrato una concentrazione media nei talli lichenici di 23 ppm, valore corrispondente al 50° percentile (naturalità alta); mentre nelle stazioni 20 e 13, situate ad Est della Centrale ENEL, sono stati rilevati i valori massimi entrambi pari a 36 ppm ed appartenenti al 75° percentile (naturalità media).

Il Titanio è un elemento con caratteristiche terrigene e la sua presenza nell'ambiente è legata alle caratteristiche geopedologiche dei suoli. Pertanto, le sue concentrazioni prese come tali non rappresentano un indicatore di impatto ambientale negativo assoluto ma diventano significative se correlate alle concentrazioni rilevate nei suoli.

Titanio - Ti				
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**		**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	17		S11	34
S2	24		S12	23
S3	21		S13	36
S4	16		S14	24
S5	19		S15	15
S6	16		S16	11
S7	22		S17	23
S8	18		S18	25
S9	28		S19	24
S10	33		S20	36

Valore medio	23
Valore min	11
Valore max	36
Dev. Standard	7
C.V. %	30,4

Tab. 10 - Concentrazione del Titanio nelle singole stazioni e relative statistiche.

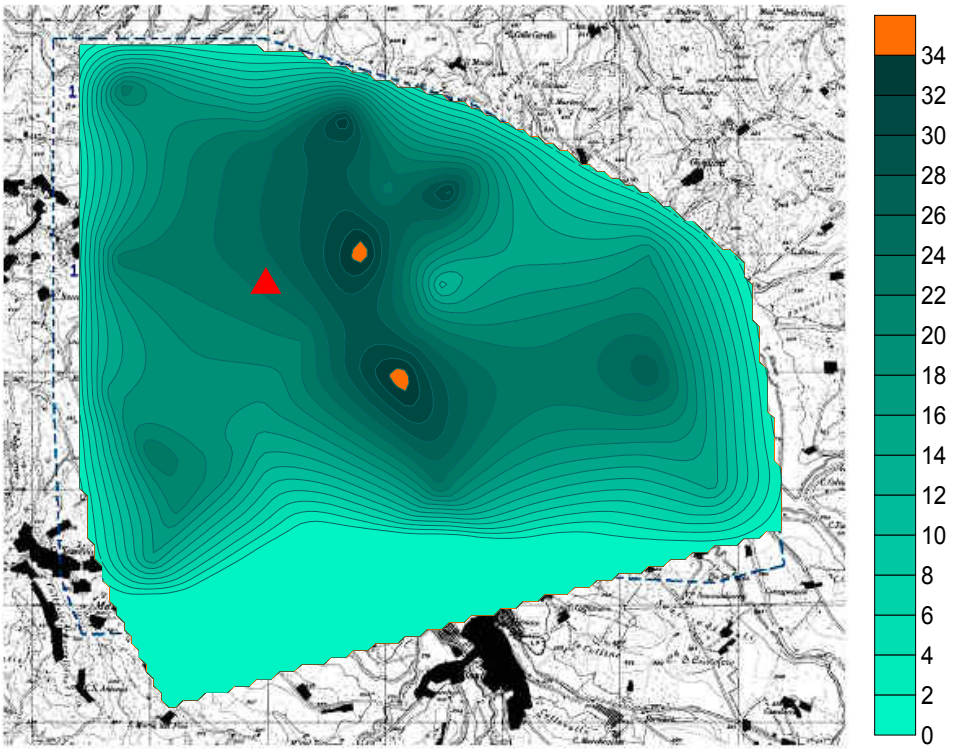


fig. 29 - Carta della deposizione del Titanio con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

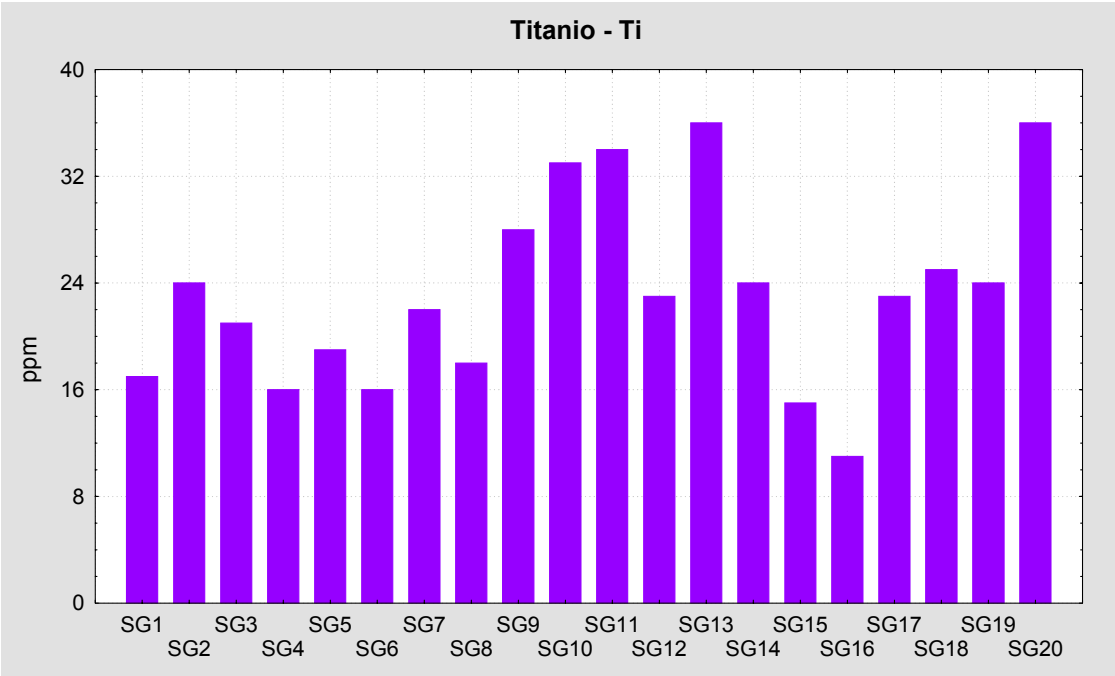


fig. 30 - Grafico delle concentrazioni del Titanio in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

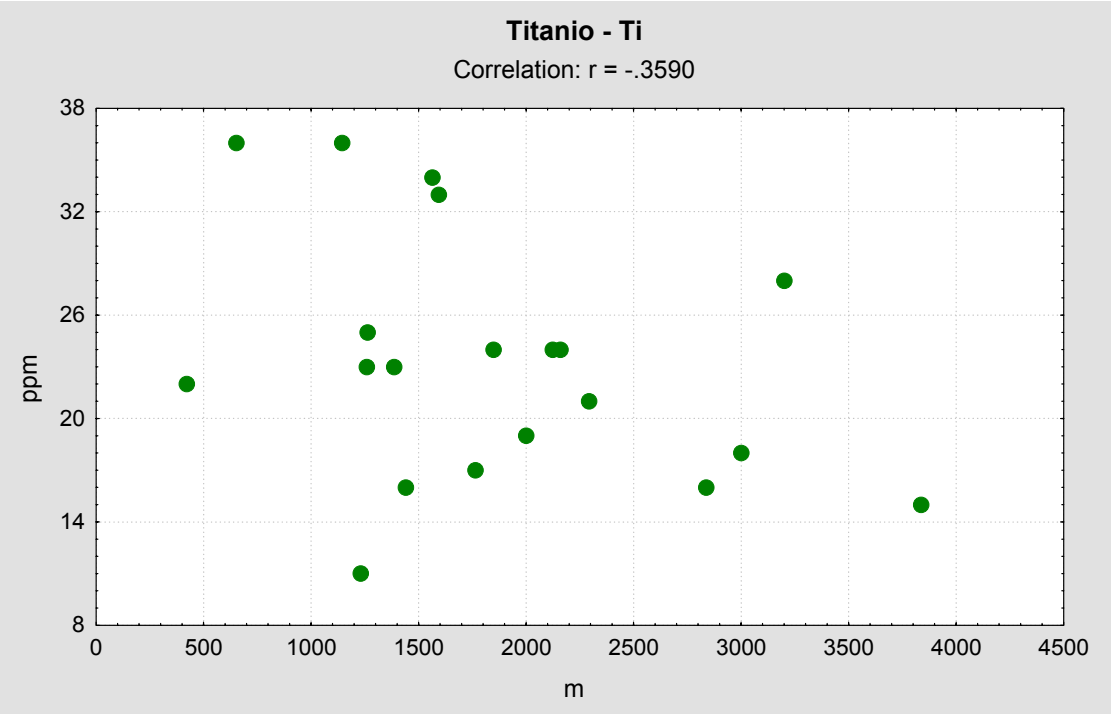


fig. 31 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.11 - Vanadio (V)

Il Vanadio ha evidenziato un valore medio nelle concentrazioni di 1,9 ppm, valore appartenente al 75° percentile (naturalità media), mentre il valore massimo stimato di 4,1 ppm è stato rilevato nella stazione 10, situata a Nord/Est della Centrale elettrica ed appartenente al 90° percentile (naturalità/alterazione basse).

La principale sorgente antropica che riguarda l'emissione nell'ambiente di questo contaminante, è la combustione di petrolio e carbone (EPA,1977).

Vanadio - V			
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**	**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	1,7	S11	1,7
S2	2,0	S12	1,5
S3	2,4	S13	2,1
S4	1,6	S14	3,1
S5	1,9	S15	1,2
S6	1,9	S16	1,1
S7	2,5	S17	1,2
S8	1,3	S18	1,6
S9	2,9	S19	1,2
S10	4,1	S20	1,9

Valore medio	1,9
Valore min	1,1
Valore max	4,1
Dev. Standard	0,8
C.V. %	42,1

Tab. 11 - Concentrazione del Vanadio nelle singole stazioni e relative statistiche.

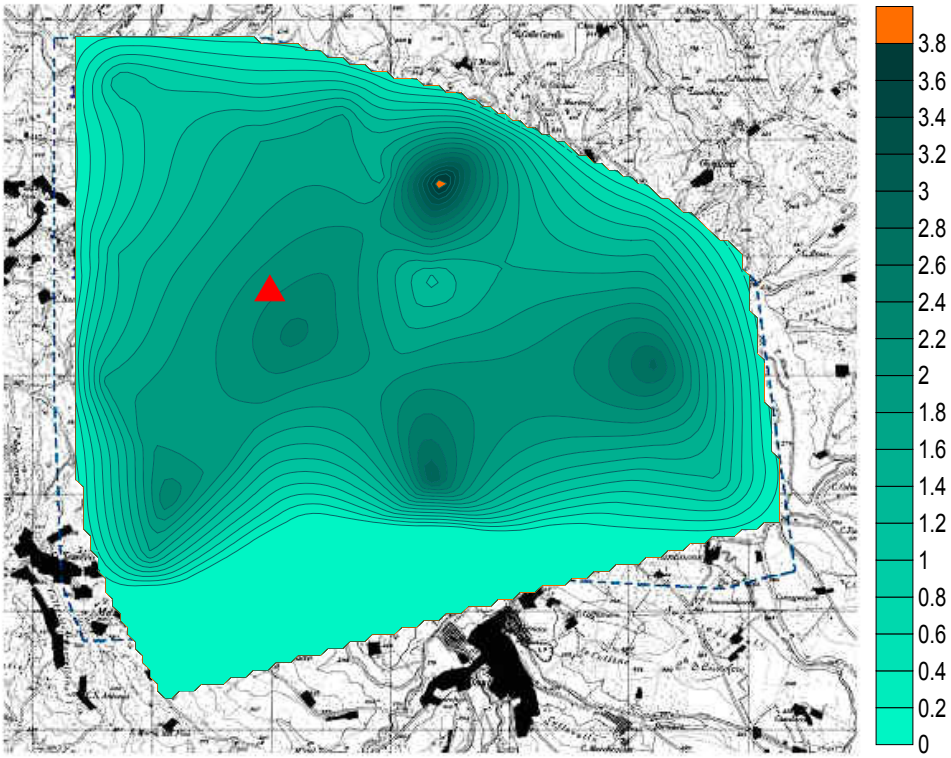


fig. 32 - Carta della deposizione del Vanadio con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

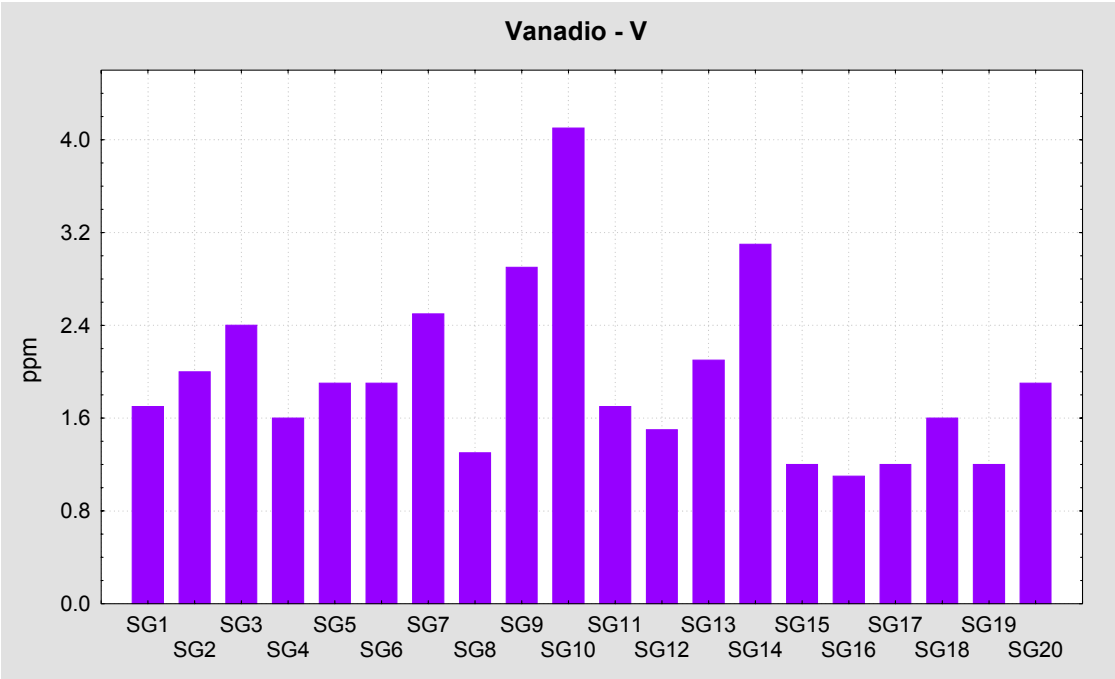


fig. 33 - Grafico delle concentrazioni del Vanadio in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

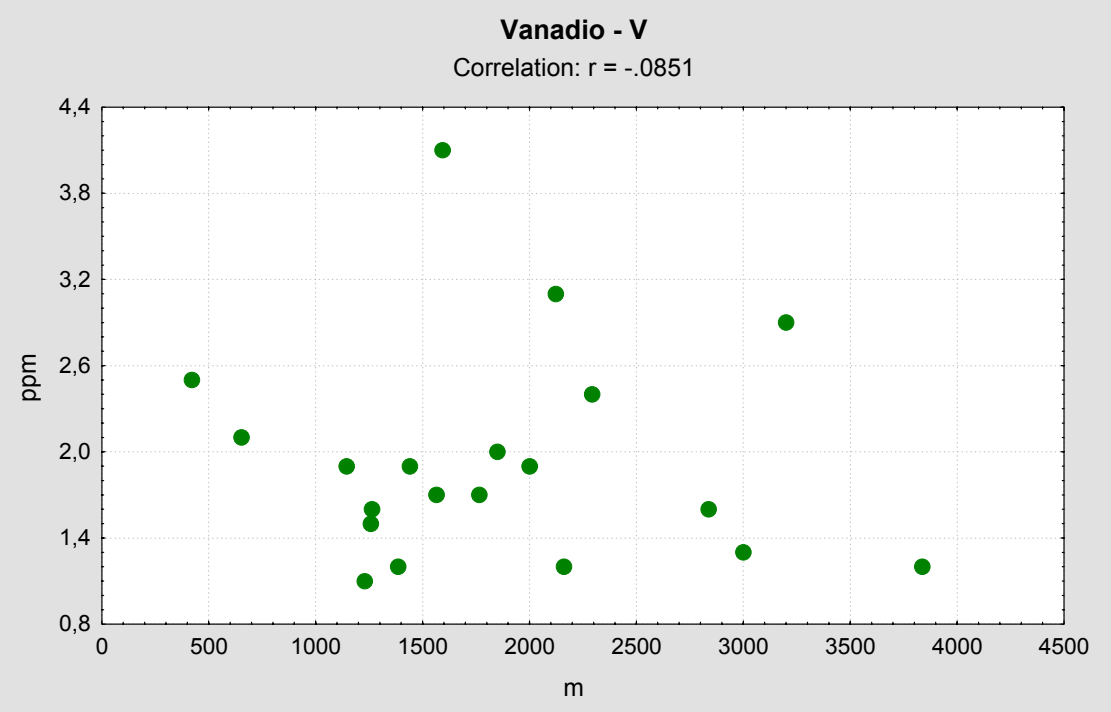


fig. 34 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

10.12 - Zinco (Zn)

La concentrazione media di Zinco rilevata è stata di 28,5 ppm, valore corrispondente al 20° percentile (naturalità molto alta), mentre il valore massimo è stato di 43,5 ppm (75° percentile), rilevato in corrispondenza della stazione 1, posta a Sud/Ovest della Centrale ENEL. Quasi tutte le stazioni poste in questo quadrante geografico, hanno indicato una maggiore concentrazione nei talli lichenici confermando il trend migratorio di questo contaminante.

L'origine dello Zinco emesso in atmosfera da sorgenti antropiche è legata soprattutto alle fonderie, agli inceneritori, alle miniere (nel caso di solfuro), alla combustione del carbone ed al traffico veicolare. Questo metallo è inoltre correlato alle attività agricole a seguito dell'utilizzo di pesticidi e fertilizzanti.

Zinco - Zn			
Stazioni	**ppm (mg/Kg)**	**Stazioni**	**ppm (mg/Kg)**
S1	43,5	S11	28,8
S2	34,7	S12	32,4
S3	35,6	S13	28,3
S4	24,8	S14	33,9
S5	25,4	S15	32,3
S6	32,5	S16	21,5
S7	22,6	S17	17,2
S8	19,9	S18	22,2
S9	27,1	S19	29,8
S10	24,0	S20	32,7

Valore medio	28,5
Valore min	17,2
Valore max	43,5
Dev. Standard	6,4
C.V. %	22,4

Tab. 12 - Concentrazione dello Zinco nelle singole stazioni e relative statistiche.

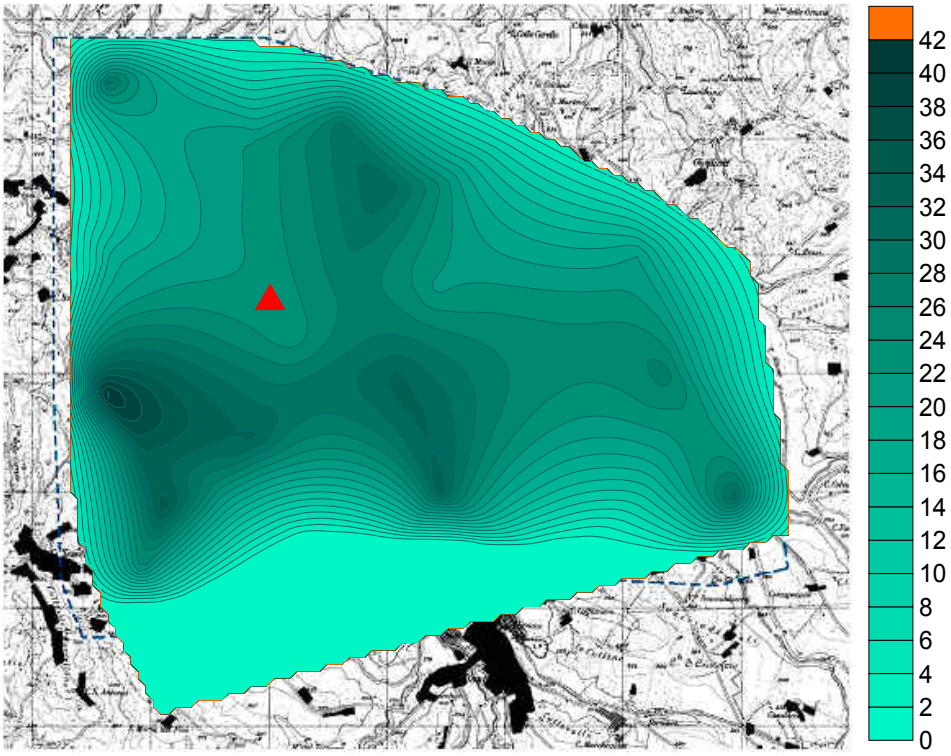


fig. 35 - Carta della deposizione dello Zinco con relativa scala in ppm.
L'impianto è indicato con un triangolo.

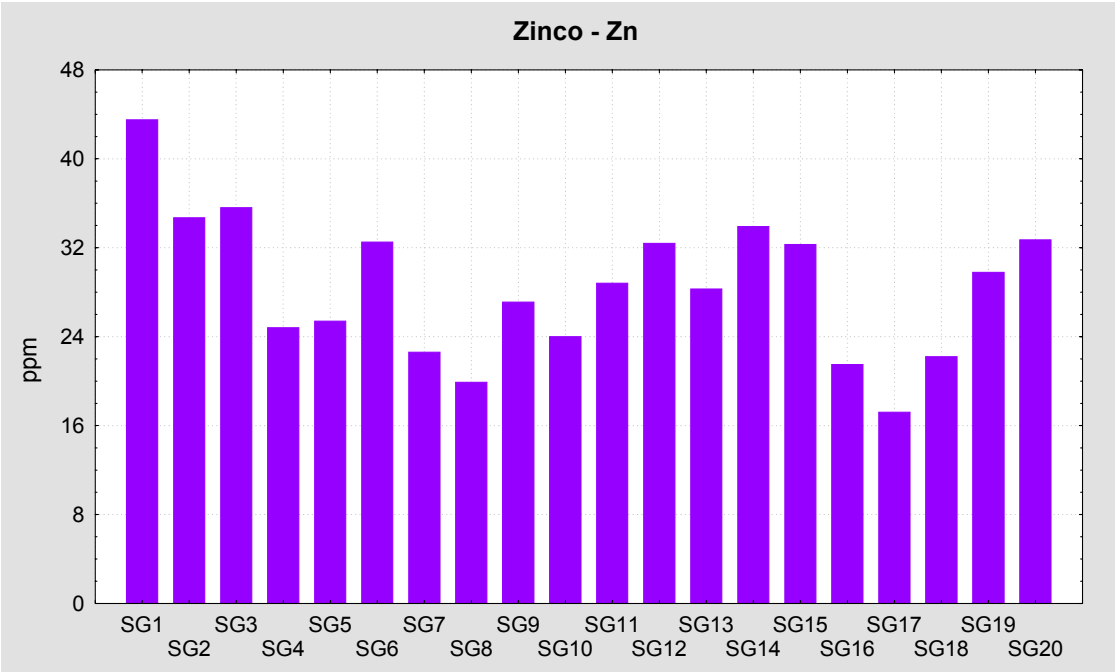


fig. 36 - Grafico delle concentrazioni dello Zinco in ogni singola stazione. In ascissa il progressivo delle stazioni ed in ordinata i valori delle concentrazioni espressi in ppm.

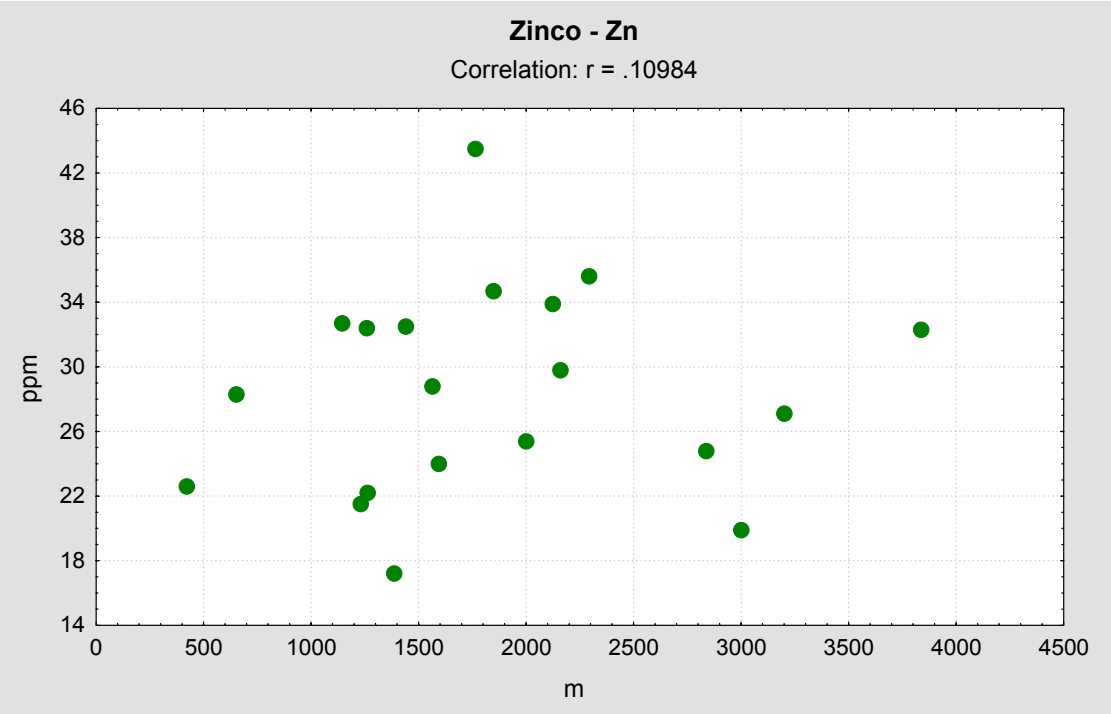


fig. 37 - Correlazione tra i valori, espressi in ppm, rilevati sui talli lichenici (in ordinata) e la distanza tra le stazioni e l'impianto (in ascissa).

Stazioni	Al	As	Be	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Ti	V	Zn
1	918	0,05	0,01	0,33	1,1	3,6	0,10	4,9	3,5	17	1,7	44
2	1248	0,05	0,05	0,14	1,5	6,5	0,10	2,9	2,5	24	2,0	35
3	1478	0,05	0,04	0,10	1,0	5,1	0,12	2,8	3,3	21	2,4	36
4	905	0,05	0,04	0,07	1,0	7,0	0,13	2,2	2,2	16	1,6	25
5	974	0,05	0,04	0,14	1,3	6,8	0,12	2,1	2,1	19	1,9	25
6	1184	0,90	0,03	0,11	1,5	5,3	0,14	2,4	3,9	16	1,9	33
7	1058	0,05	0,03	0,13	1,2	4,9	0,12	2,2	3,1	22	2,5	23
8	765	0,05	0,03	0,11	0,7	6,7	0,11	1,5	1,8	18	1,3	20
9	1569	0,05	0,06	0,12	1,7	7,0	0,13	2,3	2,9	28	2,9	27
10	1709	0,30	0,08	0,09	2,6	6,5	0,11	2,9	5,6	33	4,1	24
11	1664	0,05	0,06	0,04	1,7	12,2	0,12	1,6	2,1	34	1,7	29
12	1259	0,40	0,04	0,12	1,6	4,5	0,08	1,8	1,3	23	1,5	32
13	1707	0,05	0,07	0,15	1,8	5,0	0,11	2,4	4,4	36	2,1	28
14	1473	0,05	0,05	0,13	2,0	7,7	0,12	2,7	2,4	24	3,1	34
15	968	0,05	0,03	0,17	1,2	4,2	0,08	1,5	1,6	15	1,2	32
16	637	0,05	0,03	0,07	0,8	5,1	0,10	1,1	1,2	11	1,1	22
17	1001	0,05	0,03	0,05	1,0	4,3	0,08	1,2	0,1	23	1,2	17
18	1215	0,05	0,05	0,06	1,8	5,1	0,09	2,0	1,4	25	1,6	22
19	1111	0,05	0,03	0,23	1,0	3,5	0,09	1,6	1,0	24	1,2	30
20	1352	0,60	0,05	0,21	2,2	5,9	0,10	2,4	1,8	36	1,9	33
Valore medio	1210	0,15	0,04	0,13	1,4	5,8	0,11	2,2	2,4	23	1,9	28
Valore min	637	0,05	0,01	0,04	0,7	3,5	0,08	1,1	0,1	11	1,1	17
Valore max	1709	0,90	0,08	0,33	2,6	12,2	0,14	4,9	5,6	36	4,1	44
Dev. St.	316	0,23	0,02	0,07	0,5	1,9	0,02	0,8	1,3	7	0,8	6
C.V. %	26	153	50	54	36	33	16	36	54	30	42	22

Tab. 13 - Tabella riepilogativa delle concentrazioni rilevate nelle 20 stazioni per ogni singolo metallo e relative statistiche.

Il seguente grafico (fig. 38) indica la stretta correlazione tra le concentrazioni di Alluminio e Titanio nelle 20 stazioni. I due elementi, abbondanti sulla crosta terrestre, indicano che la contaminazione dei talli è dovuta soprattutto all'apporto di materiale terrigeno.

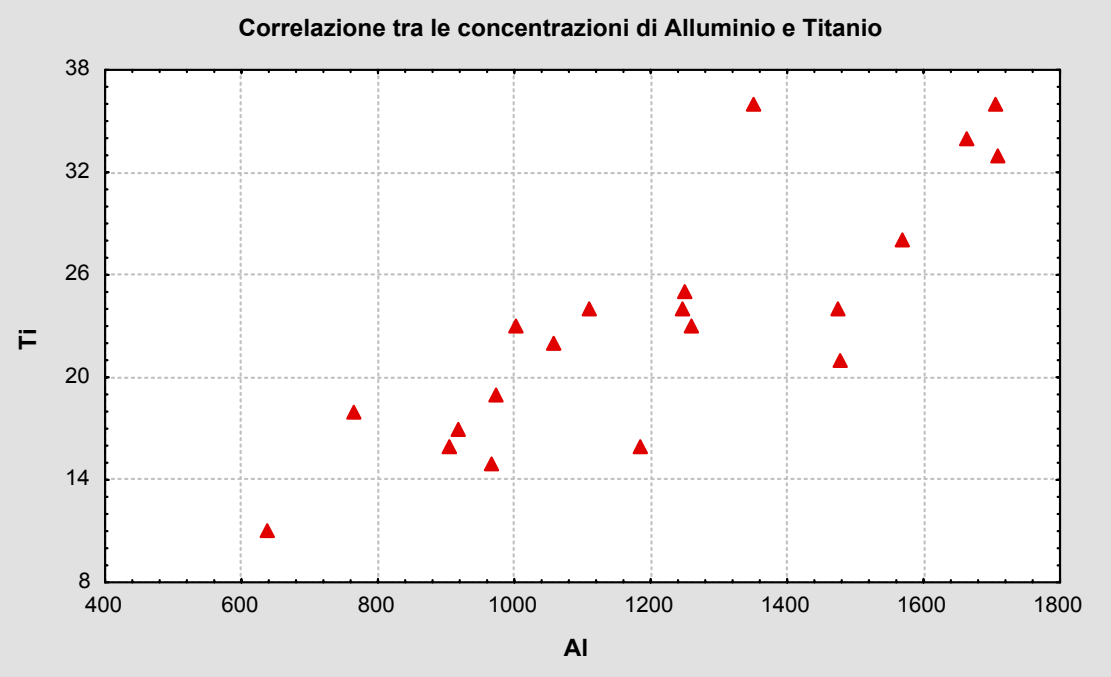


fig. 38 - Grafico della correlazione tra le concentrazioni di Al e Ti.

11 - <u>Trasformazione dei valori in ppm nella scala naturalità/alterazione</u>

Per mettere in relazione il valore numerico degli inquinanti ottenuto mediante l'analisi chimica dei talli di *Xanthoria parietina* con una scala che indichi comparativamente lo stato di naturalità e alterazione di un ambiente, è stata utilizzata una scala elaborata attraverso migliaia di analisi sul territorio nazionale in aree casisticamente eterogenee (Nimis & Bargagli 1999). La scala (Tab. 27) è divisa in classi: da 1 (naturalità molto alta) che corrisponde ai minimi valori di accumulo, a 7 (alterazione molto alta) che corrisponde ai valori di massimo accumulo. Ai livelli della scala è associato un colore, utile per interpretare immediatamente il livello di naturalità o alterazione.

N.misure percentili	**liv.**	**Naturalità alterazione**	colore
20° percentile	1	Nat. molto alta	
50° percentile	2	Nat. alta	
75° percentile	3	Nat. media	
90° percentile	4	Nat./alter. Basse	
95° percentile	5	Alter. media	
98° percentile	6	Alter. alta	
	7	Alter. molto alta	

Tab. 14 - Scala percentile dei livelli di naturalità/alterazione

12 - CONCLUSIONI

Il presente studio ha interessato un'area di circa 24 Km² circostante la Centrale a carbone Enel, ubicata nel Comune di Gualdo Cattaneo. Nel 2005 è stata ottenuta una prima documentazione di dati finalizzata a stimare le concentrazioni di 12 metalli in traccia, contenuti nei talli lichenici autoctoni di *Xanthoria parietina*, raccolti in 20 stazioni (la cui dislocazione è evidenziata in fig. 1). E' stato, inoltre, elaborato un modello cartografico sulla distribuzione dei contaminanti sul territorio, in grado di mostrare le aree a rischio di maggior ricaduta degli inquinanti ricercati.

I metalli indagati sono stati: Alluminio (Al), Arsenico (As), Berillio (Be), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Mercurio (Hg), Nichel (Ni), Piombo (Pb), Rame (Cu), Titanio (Ti), Vanadio (V) e Zinco (Zn).

CENTRALE ENEL												
	Al	As	Be	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Ti	V	Zn
S1												
S2												
S3												
S4												
S5												
S6												
S7												
S8												
S9												
S10												
S11												
S12												
S13												
S14												
S15												
S16												
S17												
S18												
S19												
S20												

Tab. 15 - Tabella dei livelli di naturalità/alterazione riferiti ad ogni singola stazione.

La scelta di questi contaminanti è stata determinata da più fattori: la tipologia delle emissioni attese da una centrale a carbone, nel contesto territoriale in cui si trova, e la maggiore pericolosità e tossicità tra i potenziali contaminanti emessi.

Al e **Ti** sono elementi a bassa tossicità; questi metalli sono presenti in abbondanza sulla crosta terrestre contribuendo, in maniera determinante, a contaminare la matrice licheni, specialmente in corrispondenza di attività di movimento terra.

Cu, **V** e **Zn** risultano, in letteratura, scarsamente tossici a basse concentrazioni ma diventano potenzialmente tossici a concentrazioni elevate. Per quanto riguarda le concentrazioni di Rame e di Zinco, nell'area non sono stati rilevati livelli di contaminazione preoccupanti; entrambe le concentrazioni massime sono ricadute nella fascia di naturalità media della scala di Naturalità/alterazione (tab. 14). Il Vanadio, invece, ha mostrato un livello di contaminazione maggiore, generalizzato in tutta l'area, ad eccezione dell'area a Nord/Ovest della Centrale. Un picco di 4,1 ppm, corrispondente ad un livello di naturalità/alterazione basse (tab. 14), è stato rilevato nella stazione 7 posta a pochi metri a Sud della Centrale. In questo caso sarebbe opportuno compiere ulteriori studi per chiarire se la concentrazione di questo contaminante, in questa stazione, sia attribuibile allo stoccaggio a cielo aperto di combustibile fossile.

As, **Be**, **Cd**, **Cr**, **Hg**, **Ni** e **Pb,** sono elementi tossici per l'uomo anche a basse concentrazioni. Nell'area di studio il Berillio, il Cadmio ed il Piombo non hanno mostrato livelli di contaminazione preoccupanti. Per quanto riguarda l'Arsenico, il Cromo ed il Mercurio, questi metalli hanno sempre rilevato un buon livello di naturalità, ma con un leggero aumento delle concentrazioni circoscritto ad alcune singole stazioni. L'Arsenico ed il Mercurio hanno, infatti, evidenziato un picco, entrambi, in corrispondenza della stazione 6, posta a Sud della Centrale Enel, mentre la maggior concentrazione di Cromo è stata rilevata nella stazione 10 posta a Nord/Est dell'impianto.

Tuttavia, anche considerando la concentrazione massima rilevata, questo gruppo di elementi è sempre ricaduto nella fascia di naturalità media e non rappresenta, quindi, un livello di contaminazione preoccupante.

Leggermente diverso è stato il caso del Nichel che ha mostrato un livello di contaminazione più marcato, sia nelle concentrazioni che nell'ampiezza della sua diffusione. La contaminazione di Ni nell'area è risultata piuttosto omogenea e diverse stazioni, soprattutto quelle dislocate a Sud/Ovest e Nord/Est dell'impianto, sono risultate maggiormente interessate dalla ricaduta di questo contaminante che ha raggiunto livelli di naturalità/alterazione basse (Tab. 14).

Complessivamente nell'area studiata non sono stati rilevati, al momento, particolari emergenze ambientali o contaminazioni importanti. Secondo i dati rilevati, solamente il Nichel ed il Vanadio sono gli elementi che più si sono scostati, rispetto agli altri metalli, dalle condizioni di maggiore naturalità.

Il presente studio può essere considerato, in maniera critica, non completamente esaustivo. Fermo restando la validità della metodica applicata ed ampiamente utilizzata in Italia, si riconoscono due fattori limitanti per uno sviluppo completo di questo studio: il primo fattore è stato la mancanza di dati storici specifici di quest'area, che non ha permesso di avere una visione più ampia del fenomeno e di conseguenza non è stato possibile verificare le dinamiche, sempre attive e mutevoli, in un campo come quello del biomonitoraggio.

Il secondo fattore limitante è stato quello di dover circoscrivere l'area di studio ad un raggio molto breve dalla Centrale elettrica, al fine di ottenere un'alta densità di campionamento e focalizzare, in maniera più precisa quello che accade nelle vicinanze della Centrale da un punto di vista ambientale. Tutto questo è andato a discapito dell'indagine su zone più distanti dalla sorgente di emissione che potrebbero risentire maggiormente dei problemi di ricaduta degli inquinanti, rispetto alle aree immediatamente prossime alla Centrale elettrica.

13 - RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia molto il Comune di Gualdo Cattaneo e la società Ecotech per aver permesso la realizzazione dello studio.

Un sentito ringraziamento va a Nicola Palmieri per la cortese disponibilità e gli indispensabili consigli.

Si ringrazia in modo particolare Pier Luigi Nimis per i numerosi consigli e contributi professionali.

14 - BIBLIOGRAFIA

Abbaticchio P. E. e Amicarelli V., 1989. Problemi connessi alla corretta valutazione dell'emissione atmosferica di metalli pesanti in Europa. *Inquinamento.* 3: 118 - 121.

Abollino O., Barberis R. e Boschetti P., 1996. Concentrazioni di metalli pesanti in terreni non inquinati - Parte 1: rassegna delle concentrazioni di fondo in terreni di tutto il mondo. *Ing. Amb.* 25: 558 - 567.

Abollino O., Barberis R. e Boschetti P., 1996. Concentrazioni di metalli pesanti in terreni non inquinati - Parte 2: rassegna delle concentrazioni di fondo in terreni italiani. *Ing. Amb.* 25: 621-630.

Adriano D. C., 1986 – Trace elements in the Terrestrial Environment. Sprinter, New York, 553 pp.

Alessio L. e Foà V., 1983. Lead. In *"Human biological monitoring of industrial chemicals series"*. Ed. CEC/EUR 8476 EN, pp. 105 - 132

Aldridge W. N., Barnes J. M. and Denz F. A., 1949. Experimental beryllium poisoning. *Brit J. Exp. Pathol.* 30: 375 - 405.

Aldridge W. N. and Thomas M., 1966. The inhibition of phosphoglucomutase by beryllium. *Biochem. J*. 98: 100 - 104.

Alfrey A. C., Le Gendre G. R., Kaehny W. D., 1976. The dialysis encephalopathy syndrome. Possible aluminium intoxication. *New Engl. J. Med.* 294: 184 - 187.

Aniol A. and Kaczkowski J., 1979. Wheat tollerance to low pH and aluminium: comparative aspects. *Cereal Res. Commun.* 7: 113 - 122.

Annau Z., 1989. Teratologia comportamentale dei metalli pesanti. *Rass. Clin. Sci*. 65: 151 - 154

Annual Report of H. M. Chief Inspector of Factories, 1970. Dept. Employment and Productivity. Ed. by H.M.S.O., London.

Arnold W., **1988.** Arsenic. In *"Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds"*. Ed. by H.G. Seiler et al., Marcei Dekker Publ., New York, pp. 79 - 93.

Avella R., Dominici C. e Martino C., 1986. Effetti ambientali derivanti dall'uso di combustibili convenzionali e innovativi per l'autorizzazione. ENEA/RT/Fare 8.

Baetjer A. M., Lowney N. D., Steffe H., 1959. Effects of chromium on incidence of lung tumor in mice and rats. *AMA. Arch. Ind. Health* 20: 124 - 130.

Bargagli R., Iosco F. P., Leonzio C., 1985. Monitoraggio di elementi in traccia mediante licheni epifiti. Osservazioni nell'area industriale di Rosignano Solvay. Inquinamento, 2: 33-37.

Bargagli R., Massari G., Ravera S., 2000. - "Biomonitoraggio di elementi in tracce con il lichene *Xanthoria parietina* in Umbria". Biologi Italiani 8: 42 - 54.

Barlow S. M. and Sullivan F. M., 1984. In "*Reproductive Hazards of Industrial Chemicals'*. Ed. Academic Press, London.

Barry K. G. and Herndon E. G., 1962. Electrocardiographic changes associated with acute arsenic poisoning. *Med. Ann. Dist.* 31: 25 - 27.

Beck B. D., 1992. An update on exposure abd effects of lead. *Fund. Appl. Toxicol*. 18: 1 - 16.

Belies R. P., 1978. The lesser metals. In *"Toxicology of Heavy Metals in the Environment"* Ed. by F.W. Oehme, Marcel Dekker Inc., New York.

Bengtsson S. and Tyler G., 1976. Vanadium in the environment. Ed. by MARC, Report No. 2, University of

London.

Bencko V., 1966. Arsenic in hair of a non-professionally exposed population. *Cesk. Hyn.* 11: 539 - 543.

Bennett B.G., 1981. Exposure commitment assessments of environmental pollutants. VoI. 1. Ed. by Monitoring Assessment Research Centre, Chelsea College, University London.

Berthoef R. L., 1988. Zinc. In *"Hanbook on Toxicity of Inorganic Compounds".* Ed. by H. G. Seiler *et al.*, Publ. by Marcel Dekker, New York.

Bergqvist D. and Sundbom M., 1980. Copper-health and hazard. Ed. by University of Stockholm Institute of Physics. Report No. 78.

Biancucci G., Ribaldone Biancucci E., 1969. Gli effluenti delle industrie galvaniche. *Inquinamento* 11:18 - 21.

Bishop R. F. and Cbisholm D., 1962. Arsenic accumulation in Annapolis Valley orchard soils. *Can. J. SoiI Sci.* 42: 77 - 80.

Byrne and Kosta L, 1979. On the vanadium and tin contents of diet and human blood. *Sci. Total Environ.* 13: 87 - 90.

Byrne A. R., Bavfiik V. and Kosta L., 1976. Trace element concentrations in higher fungi. *Sci. Total Environ. 6:* 65 - 78.

Bolger P. M., 1993. Hazard assessment of lead. *Food Add. Contam*. 10 (3): 325 - 335.

Borgono J. N., Vincent P., Venturino H. and Infante A., 1972. Epidemiological study of arsenicism in the city of Antofagasta. In " *Trace Substances in Environmental Health",* Ed. by D.D. Hemphill, University of Missouri, Columbia.

Bozza Marrubini M.L., Ghezzi Laurenzi R. e Uccelli P., 1987. In *"Intossicazioni Acute - Meccanismo. Diagnosi e Terapia".* Ed. Med. Farm., Milano.

Bressa G., 1986. Piogge acide - Mobilità dei metalli tossici presenti nell'ambiente. *A.R.S.* 56: 28 - 31.

Bressa G., 1986. Metilazione biologica: i dati di analisi e la ricerca. *AES* 5: 22 - 25.

Bressa G., 1988. Neurotossicità dei metalli e dei loro composti. *A.R.S. 79:* 38 - 42.

Bressa G., 1994. Bioindicatori e qualità dell'ambiente. *GEA* 3: 55 - 60.

Bressa G., 1999. *"Ambienti e Salute. Qualità aspetti nutrizionali e tossicologici, HACCP"* Ed. Masson, Milano.

Bressa G., Cima L. and Costa P., 1988a. Bioaccumulation of Hg in the mushroom *Pleurotus ostreatus. Ecotoxicol. Environ. Safety* 16: 85 - 89.

Bressa G., Cima L. and Canova F., 1988b. Determination of mercury in canned fish products. Risk evaluation. In "*Nutritional and Toxicology Aspects of Food Processung".* Ed. R. Walker & E. Quattrucci, Publ. by Taylor & Francis, London, pp.325 - 329.

Bressa G., Romano P., Carmignato F., Dorini M. and Buzzoni M., 1999. Concentrations of heavy metals (Cd, Hg and Pb) in two species of freshwater fish breeding in thermal aquaculture and implications for human diet. *Ecotoxicol. Environ. Saf. (in press)*.

Brondi M., Dall'Aglio M., Ghiara E. e Gragnani R., 1986. Distribuzione degli elementi minori ed in traccia di interesse tossicologico e nutrizionale nelle acque italiane. *Acqua-Aria* 10: 1043 - 1061.

Brouwers J. and Lauwerys R., 1973. Les effets toxiques du cadmium. *Arch. Mal. Prof.* 34: 127-132.

Browning E., 1969. Toxicity of Industrial Metals. Ed. by Butterworths, London.

Brusewitz S., 1984. Aluminium. USIP rep. 84/11. Univ. Stockolm.

Buchanan W. D., 1962. Toxicity of arsenic compounds. Ed. by E. Browning, Elsevier, Amsterdam.

Calderon - Salinas, J. V., Valdes - Anaya B., Mazuniga - Charles A. and Lopez - Miranda A., 1996. Lead toxicity in a population children. *Human & Exper. Toxicol*. 15: 376 - 382.

Calabresi E. J., 1989. In *"Nutrition and environmental health"*. Ed. by J. Wiley & Sons., New York, pp. 468.

Campbell W. J., 1976. Metals in the wastes we burn? *Environ. Sci. Techn.* 10: 436 - 439.

Campesan G., Pagotto G. e Stocco G., 1980. Valutazione delle concentrazioni di metalli pesanti. Proc. Conv. Storia Naturale delle Prealpi Venete, Vittorio Veneto, 15-16 novembre 1980.

Camusso M. e Montesissa C., 1987. Il rame. *Chim. & Ind.* 69: 42 - 44**Carrington C. D., Sheehan D. M. and**

Calamari F. e Marchetti R., 1977. Accumulo di Cd in *Salmo gairgneri. Ann. Ig. Microbiol.* 28: 425-430.

CCPR (Council Committee on Pollution Research), 1973. *Cadmium in the Environment.* Ed. by Natural Environ. Res. Council, London.

CEC, 1979. Trace metals: exposure and health effects. Ed. by Pergamon Press, Oxford, UK.

Celli G., 1983 - *L'ape come insetto test della salute del territorio.* - Atti XIII Congr. Naz. Ent. Sestriere Torino: 637 - 644.

Celli G. e Porrini C., 1991 - *L'ape, un efficace bioindicatore dei pesticidi*. - Le Scienze, 274: 42-54

Cerquigni S., 1985. Ricerche sulla qualità dell'aria in zone industriali. *Acqua - Aria* 8: 709 - 720.

Cerutti G., 1989. *Il Rischio Alimentare - Tossici, Contaminanti, Residui ed Additivi.* Ed. Tecniche Nuove, Milano.

Chamberlain A. C., Heard M. J., Little T. and Newton D., 1978. Investigation into lead from motor vehicles. Rep. AERE/9198. London.

Chilvers D. C. and Peterson P. J., 1987. Global cycling of arsenic. In **"***Lead, Mercury Cadmium and Arsenic in the Environment"*. Ed. by T.C. Hutchinson and K.M. Meema. Publ. J. Wiley & Sons, New York, pp. 279 - 301.

Chow T. S. and Patterson C. G., 1996. Concentration profiles of barium and lead in Atlantic water of Bermuda. *Earth Plan. Sci. Lett*. 1: 397 - 399.

Chuecas L. and Riley J. P., 1966. Spectrophotometric determination of chromium in sea water. Anal. Chim. Acta, 35: 240 - 248.

Cocchioni M., Pellegrini M. G., Vitali C. e Grappasonni I., 1989. Apporto giornaliero di macro - ed oligoelementi con la dieta. *Ig. Mod*. 91: 27 - 41.

Cohen M., 1973. Problems of the contamination of man and his environment by cadmium and mercury. In Proc. Inter. Symp., Luxembourg 3-5 July 1973. Ed. by Commission of the European Communities, Luxembourg.

Conti M. E., 1997. Indagini sui contenuti di arsenico in acque termali. *Inquinamento* 9: 62 - 65.

Contu A., Flore C., Schiantu M. e Spiga G., 1986. Piombo e cadmio nel suolo e nei vegetali di un'area industrializzata della Sardegna. *Inquinamento* 3: 58 - 62.

Crapper D. R., Krishnan S. S., Dalton A. J., 1973. Brain aluminum distribution in Alzheimer's disease and experimental neurofibrillary degeneration. *Science* 180: 511 - 515.

Crapper D. R., Krishnan S. S., Quittat S., 1976. Aluminum neurofibrillary degeneration and Alzheimer's disease. *Brain* 99: 67 - 74.

Crapper D. R., Quittat S., De Boni U., 1979. Altered chromatin conformation in Alzheimer's disease. *Brain* 102: 483 - 489.

Dalanger N. A., Mason I. J., Fraumen J. F., Hoover R, Payne W. W., 1980. Cancer mortality among workers exposed to zinc chromate paints. *J. Occup. Med.,* 22: 25 - 32.

Dall'Aglio M. e Fornaseri M., 1986. Cicli biogeochimici in condizioni indisturbate e loro alterazioni antropiche. *Acqua-Aria* 10: 1031 - 1041.

D'Auria M., 1993. Inquinamento atmosferico, strade e V.I.A. *Ambiente Risorse Salute*, 2: 7 - 18.

Davis G. K., 1956. Chromium in soil, plants and animals. In *"Chromium, Chemistry of Chromium and its Compounds"*. Ed. by M.J. Udy. New York. Vol. I, p. 105.

Davis D. J. and Bennett B. G., 1983. Exposure commitment assessment of environmental pollutants. Vol. 3, Ed. MARC, London.

Del Manso F., 1994. Inquinamento urbano: interventi sui combustibili. *Atti IV Conv. Naz. Inquinamento dell'aria e Techinche di Riduzione*. Rubano (PD), 16 - 18 novembre 1994.

De Luca D'Alessandrio E., Guasticchi G. e Zanteschi E., 1992. La presenza di piombo nell'ambiente ed effetti sulla salute umana. *Inquinamento* 6: 50 - 55.

De Renzi G. P., Angioni C., Capri A . e Cicero A. M., 1987. L'accumulo di mercurio nella fauna ittica. *GEA* 4: 69 - 81.

De Treville R. T. P., 1994. Natural occurence of lead. *Arch. Environ. Health* 8: 212 - 221.

Donaldson R.M. and Barreras R.F., 1966. Intestinal absorption of trace quantities of chromium. *J. Lab. Clin. Med.* 68: 484 - 495.

Douglas V. F., 1967. Arsenical in biology. Retrospect and prospect. *Fed. Proc.* 26: 194 - 208.

Duce R. A., Arimoto R., Ray B. J., Unni C. K. and Harder P. J., 1983. Atmospheric trace elements at Enewetak Atoll. J. *Geophys Res.* 88: 5321 - 5342.

Durocher N. L, 1969. Air pollution aspects of beryllium and its compounds. *Litton Systems Inc., Maryland, National Technical Information Service Bulletin.*

Drury J. S., Shriner C. R., Lewis E. G., Towill L. E. and Hammons A. S., 1978. Reviews of the environmental effects of pollutants: IV. Beryllium. Report No. EPA 600/I - 78 - 028; *US Environmental Protection Agency, Cincinnati,OH.* pp. 1 - 191.

Durfor C. N. and Becker E., 1962. Public water supplies of the 100 largest cities in the United States. Geological Survey, Water 12: 342 - 363.

Durfor C. M. and Becher E., 1963. Public water supplies of the 100 largest cities in the U.S., 1962. Geological Survey Water Supply Paper n. 1812, Washington.

Durum W. H. and Hafty J., 1963. Implications of minor element content of some major streams of the world. *Geochim. Cosmochim. Acta* 27: 11 - 18.

Durum W. H., Hem J. D. and Heidel S. C., 1973. Reconnaisssance of selected minor elements in surface waters in the United States. Geological Surrey Circular 643, Washington D.C. US Dept. of Interior, pp. 1 - 3.

Edinonds J. S. and Francesconi K. A., 1987. Transformation of arsenic in the marine environment. *Experientia* 43: 553 - 557.

Edwardson J. A., Ferrier I. N., McArthur F. K., McKeith I. G., Morris C. M., Ward M. K. and Candy J. M., 1991. Alzheimer's disease and the aluminium hypothesis. In *"Aluminum in Chemistry Biology and Medicine"*. Ed. by M. Nicolini et al., Cortina Inter., Verona, pp.85 - 96.

Elinder C. G., 1990. Iron. In *"Handbook on the Toxicology of Metals of Inorganic Compounds"* Ed. by L. Friberg et al., Elsevier, New York.

Elinder C. G., 1990. Zinc. In *"Handbook on the Toxicology of Metals"*. Ed. by L. Friberg, G. Nordberg and V.

Vouk, Elsevier Biochemical Press, Amsterdam, pp. 664 - 679.

Elinder C. G. and Brusewitz S., 1982. Aluminium. Halso - och miljorisker. KHM Tekn. Rap. 24, Health Environment Project, Sweden.

Elwood P. C., 1986. The sources of lead in blood-A critical review. *Sci. Total Environ*. 52: 1 - 23.

Emsley J., 1994. Ancient world was poisoned by lead. *New Scientist* 1 (October): 14.

EPA, 1973. Emission factors for trace substances. Rep. EPA - 450/2 - 73 - 00 1, Washington.

EPA, 1976. Quality criteria for water. Ed. by US Environmental Protection Agency Washington D.C.

EPA, 1977. The determination of beryllium in environmental water samples. Publ. EPA 905/4 -77 -002, Metal Section, Washington D.C., US Government Printing Office.

EPA (Environment Protection Agency), 1977. Scientific and technical report on vanadium. Rep. EPA/600/6-77/002, Washington.

EPA, 1984. Mercury - Health Effects Update. Scientific and technical assessment report on Mercury, Ed. EPA, Research Triangle Park, N.C., USA.

EPA (Environmental Protection Agency), 1986. Air quality criteria for lead. Rep. EPA-600/8 - 83 - 020.

Ewing B. B. and Pearson J. E., 1974. Lead in the environment. *Adv. Environ. Sci. Technol*. 3: 1 - 9.

FAO/WHO, 1989. Aluminium. In *"Toxicological Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants"*. Ed. by Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

Fasset D. W., 1980. Cadmium. In *"Metals in the Environment"*. Ed. by H.A. Waldron, Academic Press, New York.

Feely H. W., Volchokh H. L. and Toonkel L., 1976. Trace metals in atmospheric deposition. *Environ. Quart*. 308: 55 - 59.

Fischer R. P., 1975. Can they yeld vanadium? In *"The Role of Trace Metals in Petroleum"*. Ed. by T.F. Yen, Ann Arbor Sciences, Michigan.

Fleischer M., Sarofim A. F. and Fasset D. W., 1974. Environmental impact of cadmium: a review by the panel on the hazardous trace substances. *Environ. Health Perspect. 7:* 253 - 278.

Floccia M., Gisotti G & Sanna M., 2003 - Dizionario dell'inquinamento: cause, effetti, rimedi e normativa. Carocci Editore, pp. 797.

Fonseca G. e Jirillo R., 1989. I contenitori in Al per bevande gassate: analisi di mercato, aspetti relativi al recupero e riciclaggio, brevi considerazioni sui valori medi di Al riscontrati mediante determinazione analitica in alcuni campioni. *Rass. Chimica* 4-5: 227 - 231.

Fowler B. A. and Weinberg J. B., 1974. Arsine poisoning. *New Engl. J. Med*. 291, 1171 - 1174.

Fowler B. A., Ishinishi N., Tsuchiya K. and Vahter M., 1979. Arsenic. In **"** *Handbook on the Toxicology of Metals"*. Ed. by L. Friberg et al., Publ. by Elsevier, Biomedical Press, Amsterdam.

Franco M. A., Arru A., Magri A. L., Sabbatini M., 1980. Inquinamento della laguna del Calich (Alghero). *Inquinamento* 12: 45 - 48.

Friberg L. and Vostal J., 1971. Mercury in the environment: a toxicological and epidemiological approach. EPA, Office of Air Programs, Res. Triangle Park, North Carolina, USA.

Friberg L., Piscator M., Nordberg G. and Kjellstrom T., 1974. *Cadmium in the Environment.* Ed. by C.RC. Press, Cleveland, Ohio.

Friberg L., Nordberg G. F. and Vouk V. B., 1990. In *"Handbook on the Toxicology of Metals"*. Vol. II, Ed.

by Elsevier, Amsterdam.

Friberg L, Kjellstrom T., Nordberg G. and Piscator M., 1990. Cadmium. In "*Handbook on the Toxicology of Metals".* Ed. by L. Friberd et al., Elsevier, Amsterdam.

Friedrich A. R., Filice F. P., 1976. Uptake and accumulation of the nickel ion by *Mytilus edulis. Bull. Environ. Contam. ToxicoL* 16: 750 - 756.

Fukai R., 1967. Valence state of chromium in sea water. *Nature 213:* 901 - 911.

Gaggino G. F., 1982. Contenuti di alcuni metalli pesanti nella fauna ittica del fiume Po. *Inquinamento* 6: 25-28.

Galassi S. e Provini A., 1993. Metalli pesanti: i microinquinanti organici nei sedimenti e negli organismi del Po. *Acqua e Aria* 6: 619 - 625.

Galloway J. N., Eisenreich S. J. and Scott B. C., 1980. Toxic substances in atmospheric deposition. Nat. Atm. Dep. Prog. Rep. NC-141.

Gasparo D., Castello M. & Bargagli R., 1989. Biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico tramite licheni. Studio presso un inceneritore (Macerata). Studia Geobot., 9: 153-250.

Gelman J. G., 1938. Beryllium (glucinium). Occup. Health Suppl. International Labour Office, Geneva, 1938.

Gerhardsson L., Dafrlgren E., Eriksson A., Lagerkvist B. E. and Nordberg G. F., 1988. Fatal arsenic poisoning. *Scand. J. Work Environ. Health* 14: 130 - 133.

Goodman L. S. and Gilman A., 1980. -*The Pharmacol basic of therapeutic.- Ed. MacMillan Publishing Co., New York.*

Goyer R. A., 1988. Lead. In *"Handbook on toxicity of Inorganic Compounds"*. Ed. by H.G. Seiler et al., Dekker Publ., New York, pp. 359 - 382.

Goyer R. A., 1995. Nutrition and metal toxicity. *Am. J. Clin. Nutr.* 61: 646 - 650.

Goyer R. A., 2000. - Effetti tossici dei metalli - in: Tossicologia - I fondamenti dell'azione delle sostanze tossiche, a cura di Casarett & Daull's EMSI Roma (2000): 911 - 974

Gratani L., Taglioni S. and Crescente M. F., 1992. The accumulation of lead in agricultural soil and vegetation along a highway. *Chemosphere* 24 (7): 941 - 949.

Greger J.L. and Lane H.W., 1987. The toxicology of dietary tin, aluminium and selenium. In *"Nutritional Toxicology".* Ed. by J.N. Hathcock, Academic Press, New York, pp. 223 - 247.

Griffitts W. R., Allaway W. H. and Groth D. H., 1977. Beryllium. *Geochem Environ.* 2: 7 - 10.

Guandalini E. e Mantovani A., 1988. Il metilmercurio nei prodotti ittici. *Ambiente Risorse e Salute* 88: 7 - 12.

Gzyl J., 1990. Lead and cadmium contamination of soil and vegetables in the upper Silesia region of Poland. *Sci. Total Environ*. 96: 199 - 209.

Hopkins L. L. and Mohr H. A., 1974. Vanadium as an essential nutrient. *Fed. Proc.* 33: 1744 - 1756.

Heit M., 1977. A review of current information on some ecological and health related aspects of the release of tr metals into the environment associated with the combustion of coal. Ed. by U.S. Energy Res., New York.

Hall R. H., Scott J. K., Laskin S., Skroud C. A. and Stokingen H., 1950. Acute toxicity of beryllium III. *Arch. Ind. Hyg. Occup. Med* 2: 25 - 31.

Hamamoto E., 1955. Infant arsenic poisoning by powdered milk. *Nihon Lji Shimpo* 1649: 3 - 12.

Hamilton E. I. and Minski M. J., 1973. Abundance of the chemical elements in man's diet and possible relations with environmental factors. *Sci. Total Environ.* 1: 375 - 394.

Harada M., 1995. Minamata disease: methylmecury poisoning in Japan caused by environmental pollution,

Crit. Rev. Toxicol 25: 1 - 24.

Hardy H. L. and Tabershaw I. R., 1946. Delayed chemical pneumonitis occuring in workers exposed to beryllium compounds. *J. Ind. Hyg. Toxicol.* 28: 197 - 211.

Hardy H. L., 1965. Beryllium poisoning: lessons in control of man-made disease. *New Engl. J. Med.* 273: 1188 - 1194.

IARC (International Agency for Research on Cancer), 1976. Some carbamates thiocarbamates and carbazides. *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Man.* Vol. 12.

IARC (International Agency for Research on Cancer), 1980. Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man. IARC Monographs, Vol. n. 23, Some metals and Metallic Compounds, pp.39 - 141.

Ishibashi M. and Sligematsu I., 1950. Determination of chromium in sea water. *Bull. Inst. Chem.* 23: 56-62.

Jaffrè T., Brooks R. R., Lee J., Reevcs R. D., 1976. *Sebertia acuminata* a hyperaccumulator of nickel from New Caledonia. *Science* 193: 579 - 586.

Johnson D. L. and Pilson M. E., 1972. Arsenate in the Western North Atlantic and adjacent regions. *J. Mar. Res.* 30: 140 - 149.

Kauffman G. B. and Adaxns M. L., 1990. Aluminium - active metal. *Ed. Chem.* 3: 36 - 39.

Keisling T. C. and Fuqua M. C., 1979. Aluminium and manganese toxicity of rose plants grown in east Texas. *Hort. Sci.* 14: 509 - 5 10.

Kelynack T. N., Kirkly W., Delepine S., Tattersall C. H., 1900. Arsenical poisoning from beer drinking. *Lancet* 2:1600 - 1602

Khan D. H., 1980. In *"Lead in the soil environment"*. Ed. by Chelsea college, Univ. London, Rep. n. 21.

Kiekens L., 1983. Behaviour of heavy metals in soil. In *"Utilization of Sewage Sludge on Land - Rates of application and Long Term Effects of Metals"*. Ed. by S.Berglund *et al*., D. Reidel Publ., Boston.

Kitani S., De Silva N. R. and Morita J., 1998. Global environmental pollutant substance vanadium activates mast cells and basophils at the late phase in the presence of hydrogen peroxide. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 6: 1 - 12.

Klaassen C. D., 1995. In *"Casarett & Doull's - Toxicology - The Basic Science of Poisons"*. Ed. by McGraw-Hill, New York.

Klein M., Namer P., Harpur E. and Corbin R., 1970. Earthenware containers as a source for fatal lead poisoning. *New Engl. J. Med.* 283: 669 - 671.

Koutrakis P. and Spengler J. D., 1987. Source apportionment of ambient particles in Steubenville, using specific rotation factor analysis. *Atm. Environ.* 21 (7): 1519 - 1987.

Kretzschmar J. G., Delespaul L. and De Rijck T., 1980. Heavy metals in Belgium: a five year survey. *Sci. Total Environ.* 14: 85 - 96.

Kurland L. T., Faro S. N. and Siedler H., 1960. Minamata disease. *World Neurol.* 1: 370 - 384.

Lagerkvist B., Nordberg G. F. and Vouk V., 1990. Vanadium. In *"Handbook on the Toxicology of Metals",* Ed. by L. Friberg, G. Nordberg and V. Vouk, Elsevier Biochemical Press, Amsterdam, pp. 638 - 663.

Landrigan P. J., 1989. Toxicity of lead at low dose. *Brit. J. Ind. Med. 46:* 593 - 596.

Langard S. and Norseth T., 1975. Acohort study of bronchial carcinoma in workers producing chromate pigments. *Brit. J. Ind. Med* 32: 62 - 68.

Lauwerys R., 1980. In *"Manuale di Tossicologia Industriale e delle Intossicazioni Professionali"*. Ed.

Ambrosiana, Milano.

Lauwerys R., 1994. In " *Toxicologìa Industrial e Intoxicaciones Profesionales"*. Ed. Masson, Madrid.

Lawrence D. A., 1985. Immunotoxicity of heavy metals. In *"Immunotoxicity and Immunopharmacology"*. Ed. by Raven Press. London, pp. 341 - 353.

Lee C. R., 1971. Influence of aluminium on plant growth and mineral nutrition of patatoes. *Agron. J.* 63: 604 - 608.

Lee D. S., Garland J. A. and Fox A. A., 1994. Atmospheric concentrations of trace elements in urban areas of the United Kingdom. *Atm. Environ.* 28 (16): 2691 - 2713.

Lee R. E., Goranson S. S., Erione R. E. and Morgan G. B., 1972. National air surveillance, cascade impactor network. *Environ. Sci. Technol.* 6:1025.

Lee W. R. and Moore M. R., 1990. Low level exposure to lead. *Brit. Med. J.* 301: 504 - 505.

Levine E. P., 1961. Occurence of titanium, vanadium, chromiom and sulfuric acid in the ascidiam *Eudistoma ritteri. Science* 133: 1352 - 1358.

Lewis G. P., Coughlin L., Jusho W. and Hartz S., 1972. Contribution of cigarette smoking to cadmium accumulation in man. *Lancet* 6: 291.

Losi G., 1985. Metalli pesanti nell'ambiente agricolo e urbano ed effetti sulla catena alimentare dell'uomo. In *"Inquinamento da Fitofarmaci e Metalli Pesanti"*. Ed. Centro Ric. Prod. Animal. Reggio Emilia.

Lovblad G., 1977. Trace elements concentrations in some coal samples and possible emissions from coal combustion in Sweden. Gothenburg, Sweden, Swedish water and air pollution research laboratory.

Loveridge G. A., Milner G. W., Barnett A. M., Thomas A. M. and Henry W., 1960. Determination of Cu, Cr, Pb and Mn in sea water. At. Energy Res. Estab. Rept. R., 33 - 45.

Lugo G., Cassady G. and Palmisano P., 1969. Acute maternal arsenic intoxication with neonatal death. *Amer. J. Dis. Child* 117: 328-330.

Luster M. I. and Blank J. A., 1987. Molecular and cellular basis of chemically induced immunotoxicity. *Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 27: 23 - 49.

MacLeod L. B. and Jackson L. P., 1965. Effect of concentration of the aluminium ion on root development and establishment of legume seedlings. *Can. J. Soil Sci.* 45: 221 - 234.

Macuso T. F., 1970. Relation of duration of employment and prior respiratory illness to cancer among beryllium workers. *Environ. Res.* 3: 251 - 275.

Macuso T. F. and El - Attar A. A., 1969. Epidemiological study of the beryllium industry. Cohort methodology and mortality studies. *J. Occup. Med* 2: 422 - 434.

Maenhaut W. and Zoller W.H., 1977. Determination of the chemical composition of the south pole aerosol by instrumental neutron activation analysis. *J. Radioanal. Chem.* 37: 637 - 650.

Magnani T., 1998. - Bioaccumulo di metalli pesanti in licheni epifiti nell'area del Destra Secchia, ASL di Mantova, PMIP di Mantova, IV U.O. Fisica e Tutela dell'Ambiente.

Magos L., 1988. Mercury. In *"Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds"*. Ed. by H.G. Seiler *et al.*, Marcel Dekker, Publ., New York, pp. 420 - 436.

Maldonado - Vega, M., Cerbon - Solorzano J., Albores - Medina A., Hernandez - Luna C. and Calderon Manes F., 1998 - *Analisi della qualità ambientale mediante studi di bioindicazione e biomonitoraggio su specie vegetali.* - Atti Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale", APAT. Roma 26-27 nov. 1998: 217 - 230.

Manskaya S. M. and Drozdova T. V., 1968. *"Geochemistry of organic substances"* Ed. by Pergamon Press, New York.

Mantovani A., Boschi G., Schiavon I. e Carraro V., 1992. Aria in ambiente urbano: quali standard di qualità-fumi neri, particolato in sospensione o metalli pesanti? *Inquinamento* 9: 938 - 940.

Mantovani A., Boschi G., Schiavon I. e Carraro V., 1992. Aria in ambiente urbano. *Inquinamento,* 9: 66 - 75.

Marples A. E. and Thornton I., 1980. The distribution of cadmium derived from geochemical and industrial sources in agricultural soils and pasture herbage in parts of Britain. Proc. Inter. Cadmium Conference, Metals Bull., London.

Martin M.H. and Coughtrey P.J., 1982. In *"Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution".* Ed. App. Sci. Publ., London.

McLaughlin A. I. G., Kazantzis G., King E., 1962. Pulmonary fibrosis and encephalopathy associated with the inhalation of aluminium dust. *Br. J. Ind. Med.* 19: 253 - 258.

Medrzycki P., Fonti P., Pari E., Sabatini A. G., Porrini C., 2002 - *Honey bees and honey as bioindicators of environmental pollution by lead, nickel and chromium*. - Atti del VII Convegno Nazionale A.I.S.E.T.O.V. "Ruolo degli elementi in traccia nella salute dell'uomo, degli animali e delle piante". Chieti, 26-28 settembre 2002, pp. 25.

Meehan W. R. and Smythe L. E., 1967. Occurence of beryllium as trace element in environmental materials. *Environ. Sci. Technol.* 1: 839 - 844.

Miller J. R. and Andelman B., 1986. Aluminium species in water: measurement and perspective. Proc. Inter. Conf.*"Chemicals in the Environment".* Lisbon 1-3 July, 1986, pp. 26 - 35.

Miller K., Turk J. L. and Nicklin S., 1992. *"Principles and Practice of Immonotoxicology".* Ed. Blackwell Sci. Publ., London, pp. 379.

Minoia C. e Caroli S., 1989. In "Applicazioni dell'ETA-AAS Zeeman nel Laboratorio Chimico e Tossicologico" Ed. Libr. Cortina, Padova.

Motto H. L., Daines R. H., Chilko D. M., e Motto C. K., 1970. Lead in soils and plants; its relationship no traffic volume and proximity of highways. *Environ. Sci. Technol*. 4: 231 - 234.

Mugwira L. M., Patel S. U. and Fleming A. L., 1980. Aluminium effects on growth and Al, Ca, Mg, K and P levels in triticale, wheat and rye. *Plant Soil* 57: 467 - 470.

Muniz I. P. and Leivestad H., 1980. Toxic effects of Al on the brown trout, *Salmo trutta* L., Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip. SNSP Proj., Norway.

Murozumi M., Chow T.J., Patterson C.C., 1969 - *Chemical concentrations of pollutant lead aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and Antarctic snow strata. Geochimica Cosmochimica Acta,* 33, 1247.

National Academy of Sciences, 1974. Vanadium. Committee on biological effects on atmospheric pollution. Division of Medical Science, National Council Research / National Academy of Sciences, Washington D.C.

National Academy of Science, 1975. Nickel, medical and biological effects of environmental pollutants. Ed. by NAS, Washington D.C.

National Academy of Science, 1977. Copper, medical and biological effects of environmental pollutants. Ed. By NAS, Washington D.C.

National Academy of Sciences, 1977. Copper. Ed. by National Research Council, Washington D.C.

National Academy of Sciences, 1977. Arsenic medical and biological effects of environmental pollutions. Division of Medical Sciences, Assembly of Life Sciences, National Research Council, Washington.

National Academy of Sciences, 1978. An assessment of mercury in the environment. Ed. by NRC/NAS, Washington, D.C.

National Research Council of Canada, 1978. Effects of Arsenic in the Canadian Environment. Publ. NRCC/1 5391, Ottawa.

National Research Council of Canada, **1980.** Effects of Vanadium in the Canadian environment. National Research Council of Canada Bull. n. 18132, Ottawa.

Neggers Y. H. and Stitt K. R., 1986. Effect of high intake in children. *J. Am. Diet. Ass.* 86: 938 - 940.

Newland L. W., 1982. In *"The Handbook of Environmental Chemistry"*. Ed. by O. Hutzinger, Springer-Verlag, Berlin.

Nimis P. L. & Bargagli R., 1999. Linea guida per l'utilizzo dei licheni epifiti come bioaccumulatori di metalli in traccia. In: Piccini C. & Salvati S. Atti del Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul terreno nazionale". Roma, 26-27 Novembre 1988. ANPA, Serie Atti, 2: 279-287.

Nimis P. L., Skert N., Castello M., 1999. "*Biomonitoraggio di metalli in traccia tramite licheni in aree a rischio del Friuli-Venezia Giulia.*" Studia Geobot. 18: 3-49

Nimis P. L., Lazzarin G., Lazzarin A. e Skert, N., 2000. "*Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto*". The Science of the Total Environment 255, 97-111.

NIOSH, 1972. Criteria for a recommended standard for occupational exposure to beryllium. NIOSH Publ. No 72 -10268, Washington D.C., US Government Printing Office.

Nordman H. and Berlin M., 1990. Titanium. In *"Handbook on the Toxicology of Metals of Inorganic Compounds"*. Ed. by L. Friberg et al., Elsevier, New York.

Nriagu J. O., 1978. *"The Biochemistry of Lead in the Environment"*. Ed. Elvevier Press, Amsterdam.

Nriagu J. O., 1979. Copper in the atmosphere and precipitation. In *«Copper in the Environment"*. Ed. by J. Wiley & Sons, New York.

Nriagu J. O. and Davidson C. I., 1986. In *"Toxic Metals in the Atmosphere"*. Ed. by J. Wiley & Sons, New York.

Nriagu J. O., 1988. A silent epidemic of environmental metal poisoning? *Environ. Pollut.* 50: 139 - 161.

Nriagu J. O., 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338: 47 - 49.

Nriagu J. O. and Lakshminarayana J.S., 1989. *"Aquatic Toxicology and Water Quality Management"*. Ed. by J. Wiley & Sons, New York.

O'Dell B. L, 1976. Biochemistry of copper. *Med. Clin. Am.* 60: 687 - 701.

Oehme F. W., 1972. Mechanisms of heavy metal toxicities. *Clin. Toxicol.* 5:151 - 167.

Oskarsson A., Ohlin B., Ohlander E. M. and Albanus L, 1990. Mercury levels in hair from people eating large quantities of Swedish freshwater fish. *Food Add Contam. 7:* 555 - 562.

Patel T., 1993. Lead paint poisons Pris children. *New Scientist* 21 (August): 8.

Pennington J. A., 1988. Aluminium content of foods and diets. *Food Add. Contamin.* 5: 161 - 232.

Perdicaro R., 1992. Contaminazione da metalli pesanti del pesce spada pescato in basso Tirreno. *Il Pesce* 1: 72 - 76.

Peri D. P., 1985. Relationship of aluminium to Alzheimer's disease. *Environ. Health Perspec.* 63: 149 - 153.

Pershagen G., 1979. Exposure to arsenic. In " *Trace Metals - Exposure and Health Effects".* Ed. by E. Di Ferrante, Publ. by Pergamont Press, Oxford.

Peterson M. L. and Carpenter R., 1983. Biogenochemical processes affecting total arsenic and arsenic species distributions in an intermittently anoxic fjord. *Mar. Chem.* 12: 295-32 1.

Petit T. L., 1989. Issues in aluminium neurotoxicology. *Comm. Toxicol.* 3: 225 - 238.

Petrini F., Agati L., Modi L. e Biffoli R., 1980. Contaminazione da piombo derivante dall'attività industriale di un colorificio ceramico. *Inquinamento* 6: 35 - 40.

Pinon - Lataillade G., Thoreux - Manlay A., Coffigny H., Monchaux G., Masse R. and Soufir J. C., 1993. *"Effect of ingestion and inhalation of lead on the reproductive system and fertility of adult male rats and their progeny".* Human & *Exper. Toxicol.* 12: 165 - 172.

Pinzauti M., Felicioli A. 1998 - *Metodologia impiegata nei programmi di monitoraggio dei radionuclidi e dei metalli pesanti con alveari.* - Atti Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale", APAT. Roma 26-27 nov. 1998: 303 - 310.

Piscator M.,1990. Copper. In *"Handbook on the Toxicology of Metals"* Ed. by L. Friberg, F. Nordberg and Vouk. Elsevier Press, Amsterdam.

Porrini C., Sabatini A. G., Girotti S., Ghini S., Medrzycki P., Grillenzoni F., Bortolotti L., 2002 - Honey bees and bee products as monitors of the environmental contamination. - Atti del APIMONDIA Symposium "Preventing Residues In Honey". Celle (Germany) 10 - 11 October, 2002.

Prasad G. V. and Rossi N. F., 1995. Arsenic intoxication association with tubulointerstinal nephritis. *Am. J. Kidney Dis.* 26 (2): 373 - 376.

Prescott A., 1989. What's the harm in aluminium? *New Scientist* 21 Jan.: 58 - 62.

Purves D., 1985. In " *Trace Element Contamination of the Environment".* Ed. Elsevier, London.

Purves D., 1987. In " *Trace Element Contamination of the Environment".* Ed. Elsevier Sci., New York.

Reichhardt T., 1995. Weighting the health risks of airborne particulates. *Environ. Sci. Technol.* 29 (8): 360-364.

Renner R., 1995. When is lead a health risk? *Environ. Sci. & Technol.* 29 (6): 256 - 26 1.

Rihimaki V., 1972. Cadmium. Occurrence and effects. *Work-Environ. Health* 9: 91 - 96.

Robinson W. O., Edgington G. and Byers H. C., 1953. Chemical studies of infertile soil derived from rocks high in Mg and generally high in Cr and Ni. U.S. Dept. Of Agriculture Techn. Bull. No. 471.

Robinson T. J., 1975. Arsenical polyneuropathy due to caustic arsenical past. *Brit. Med. J.* 139: 155 - 159.

Roels H., Hubermont G., Buchet J. P. and Lauwerys R., 1978. Placenta transfer of Pb, Hg, Cd and Co in women, III factors influencing the accumulation of heavy metals in the placenta and the relationship between metal concentration in the placenta and in maternal and cord blood. *Environ. Res.* 16: 236 - 242.

Rondia D., 1979. Sources, modes and levels of human exposure to nickel. In " *Trace Metals-Exposure and Health Effects".* Ed. by E. Di Ferrante, C.E.C., Pergamon Press, Oxford.

Rosa A., Fabbris M. e Borgioli A., 1995. Conseguenza della revisione della Direttiva CEE 80/778 sui trattamenti di potabilizzazione. *Ing. San. Amb.* 5/6: 13 - 19.

Rosemarm A., Notimi M. and Holmgren K., 1985. The fate of arsenic in the Baltic Sea. *Fucus vesiculosus* ecosystem. *Ambio 6:* 342 - 345.

Rotini T. O., 1984. In *"Gli Elementi Fitonutritivi e la Fertilità del Terreno".* Ed. Edagricole, Bologna.

Rubino G. F. e Pettinati L., 1992. In *"Medicina del Lavoro".* Ed. Minerva Medica, Torino.

Safe Drinking Water Committee, 1977. Drinking water and heath. Advisory Center on Toxicology, Assembly of Life Sciences, National Research Council, Washington D.C., National Academy of Life Sciences, pp. 211.

Salinas J. V., 1996. Lead-intestinal absorption and bone mobilization during lactation. *Human & Exper. Toxicol.* 15: 872 - 877.

Saltzer E. and Wilson J. W., 1968. Allergic contact dermatitis due to copper. *Arch. Derm.* 98: 375 - 382.

Sarkar B., 1988. Copper. In *"Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds"*. Ed. by H.G. Seiler et al., Marcel Dekker, Publ., New York, pp. 266 - 275.

Santosa S. J., Wada S. and Tanaka S., 1994. Distribution and cycle of arsenic compounds in the ocean. *Appl. Organomet. Chem.* 8: 273 - 283.

Schepers G. W., Durkan T. M., Delahant A. B. and Creedon F. T., 1957. The biological action of inhaled beryllium sulfate. *Arch. Ind. Health* 15: 32 - 36.

Scherp H. W., Church C. F., 1937. Neurotoxic action of aluminium salts. *Proc. Soc. Exper. and Biol. Med* 36: 851- 856.

Schmidt J. A., Andren A. W., 1980. The atmospheric chemistry of nickel. In *"Nickel in the Environment"* ed. by Nriagu J. O., John Wiley & Sons, New York.

Schoffied C. L, Driscoll C. T. and Munson R. K., 1994. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.* 28: 136 - 143.

Schroeder H. A., 1965. Cadmium as a factor of hypertension. *J. Chron. Dis.* 18: 647 - 663.

Schroeder H. A, 1968. The role of chromium in mammalian nutrition. *Am. J. Clin. Nutr.,* 21: 230 - 238.

Schroeder H. A., 1970. A sensible look at air pollution by metals. *Arch. Environ. Health* 21: 798 - 806.

Schroeder H. A., Balassa J. J. and Tipton I. H., 1963. Abnormal trace metals in man: Titanium. *J. Chronic Dis*. 55 - 66.

Schroeder H. A., Balassa J. J. and Tipton I. H., 1963. Abnormal trace metals in man. *Vanadium J. Chronic Dis.* 16: 1047 - 1058.

Schroeder H. A. and Balassa J., 1966. Abnormal trace metals in man: arsenic. J. *Chronic Dis.* 19: 85-106.

Schroeder H. A., Balassa J. J. and Tipton I. H., 1967. Abnormal trace metals in man. Zinc. *J. Chron. Dis.,* 20: 179 - 210.

Schroeder W. H., Dobson M., Kane D. M. and Johnson N. D., 1987. Toxic trace elements associated with air-borne particulate matter: a review. JAPCA 37: 1267 - 1285.

Seiler H. G. and Sigel H., 1988. In *"Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds"*. Ed. M. Dekker, New York.

Shubert J., 1958. Beryllium and berylliosis. *Sci. Am.* 199: 27 - 33.

Skilleter D. N., 1980. To be not to be - the story of beryllium toxicity. *Chem. Brit.* 1: 26 - 30.

Smart G. A. and Sherlock J. C., 1985. Chromium in foods and the diet. *Food Add. Cont.* 2:139 - 147.

Smart G. A. and Sherlock J. C., 1987. Nickel in foods and the diet. *Food Add. Contam.* 4: 61 - 74.

Smith H., 1964. Distribution of arsenic in hair. *Forensic Sci. Soc. J.* 4,192 - 199.

Sollars C. J., Bragg S., Simpson A. M. and Perry R., 1989. Aluminium in European drinking water. *Environ. Technol. Lett.* 10: 131 - 150.

Sorenson J. R. J., Campbell I. R., Tepper L. B. and Lingg R. D., 1974. Aluminium in the environment and human health. *Environ. Health Perspec.* 8: 3 - 95.

Spears J. W., Haffield E. E. and Forbes R. N., 1978. Studies on the role of nickel in the ruminant. *J. Nutr.* 108: 313 - 320.

Spivery Fox M. R. and Rader J. I., 1988. Iron. In **"** *Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds".* Ed. by H.G. Seiler et al., Marcel Dekker, Publ., New York, pp. 454 - 468.

Squeri L., Grillo O. C., Di Pietro A., Munao F., Laguna P. e Scoglio M. E., 1992. Livelli di piombo presenti

Steinbock R. T., 1979. Lead ingestion in History. *New Engl. J. Med.* 301: 277 - 279.

Sterner J. H. and Eisenvud M., 1951. Epidemiology of beryllium intoxication. *Arch. Ind Hyg. Occup. Med* 4: 123 - 128.

Stegnar P., Kosta L. and Byrne A. R, 1973. The accumulation of mercury by, and the occurrence of methylmercury in, some fungi. *Chemosphere* 2: 57 - 63.

nell'aria del centro urbano di Messina. *Inquinamento* 3: 118 - 123.

Stokingen H. E., 1966. Beryllium: its Industrial Hygiene Aspects. Ed. by Academy Press, New York.

Sugimae A. and Hasegawa T., 1973. Vanadium concentrations in atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 7: 444 - 448.

Sunderman F. W., 1988. Nickel. In *"Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds".* Ed. by H.G. Seiler *et al.*, Marcel Dekker, Publ., New York, pp. 454 - 468.

Tahvonen R. and Kumpulainen J., 1995. Lead and cadmium in some berries and vegetables on the Finnish market in 1991-1993. *Food Add. Contam.* 12 (2): 263 - 279.

Taylor S. R., 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochim. Cosmochim. Acta* 28: 1273 - 1286.**Tapp E., 1966.** Beryllium-induced sarcomas of the rabbit tibia. *Br. J. Cancer.* 20: 779 - 785.

Taylor F. H., 1966. The relationship of mortality and duration of employment as reflected by a cohort of

Takeuchi T., 1972. Environmental mercury contamination. Ed. by R. Hartung and B.D. Dinman, pp. 247-289. Ann. Arbor Science Pub., New York.

Terada H., Katsuta K., Hirokawa S., Watanabe G., Hasegawa K., Oshina T. and Sekiguchi E., 1960. Clinical observations of chronic. Toxicosis by arsenic. *Nihon Rinsho* 18: 2394 - 2403.

Tretiach M., Baruffo P. (2001). Deposizione di metalli nella pedemontana pordenonese. Provincia di Pordenone.

Thomas M. and Aldridge W. N., 1966. Inhibition of enzymes by beryllium. *Bioch. J.* 98: 94 - 98.

Toda G., 1968. The effects of cation on the inhibition of sodium and potassium activated adenosinetriphosphatase. *J. Biochem.* 64: 457 - 462.

Tseng W. P., Chu A. M., How S. W., Fong J. M., Lin C. S., Yeh S., 1968. Prevalence of skin cancer in an epidemic area of chronic arsenicism in Taiwan. *Natl. Cancer Inst.* 40: 453 - 463.

Tsuchiya K., 1979. Lead. In *"Handbook on the Toxicology of Metals".* Ed. by E. Friberg, Elsevier Press. Amsterdam, pp. 421.

Tretiach M., Baruffo L., 2001. Deposizione di metalli nella Pedemontana pordenonese. Uno studio basato sui licheni come bioaccumulatori. Provincia di Pordenone –Assessorato all'Ambiente. Università di Trieste-Dipartimento di Biologia.

Underwood E. J., 1977. In " *Trace Elements in Human and Animal Nutrition".* Ed. by Academic Press, New York.

Ulrich B., Mayer R. and Khanna P. R., 1979. Schriften aus der Fortlichen Fakultat Gottingen und der Niedersachsischen Forstlichen Versuchsanstalr. Band 58, Deposition von Lufverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldokosystemen im Solling. Ed. Sauerlander's Verlag, Frankfurt.

United Nations Environment Programme (1988). In *"Arsenic, Mercury and Selenium in the Marine Environment"*. Ed. by Unep, Nairobi, Kenya.

Vacher J. and Stoner H. B., 1968. The transport of beryllium in rat blood. *Biochem. Pharmacol.* 17: 93 - 107.

Valentin H. and Schaller K. H., 1983. Titanium. In *"Human Biological Monitoring of Industrial Chemicals Series"* Ed. by L. Alessio et al., CEC, Brussels.

Vanoeteren C. and Cornelis R., 1986. Critical evalutation of normal levels of major and trace elements in human lung tissue. Ed. by CEC, rap. EUR 10440 EN, Brussels.

Van Ordstrand H. S. and Deodhar S., 1974. Beryllium. *Environmental.* 16: 35 - 36.

Van Ordstrand H. S., Hughes R. and Carmody M. G., 1943. Chemical pneumonia in workers extracting beryllium oxide. *Cleveland Clin. Q.* 10: 10 -18.

Venugopal B. and Luckey T. D., 1975. In *"Metal Toxicity in Mammals"* Ed. by Plenum Press, New York, Vol. 2**.**

Vettorazzi G., 1987. Contaminazione da mercurio negli alimenti. *Riv. Sci. Alim.* 5: 377 - 384.

chromate workers. *Am. J. Publ. Health,* 56: 218 - 226.

Vorwald A. J., 1959. Experimental pulmonary cancer in monkeys. Progress Report, US Public Health Service Grant C - 2507, SEOH.

Wagoner J. K., Infante P. F. and Bayliss D. L, 1980. Beryllium: an ethilogic agent in the induction of lung cancer, non-neoplastic respiratory disease and heart disease among industrially exposed workers. *Environ. Res.*

Walsh L. M., Summer M. E. and Kennedy D. R., 1977. Occurence and distribution of arsenic in soil and plants. *Environ. Health Perspect.* 19: 67 - 71.

Webb M., 1975. Cadmium. *Br. Med. Bull.* 31: 246 - 252.

Weichart G., 1973. Pollution of the North Sea. *Ambio* 4: 99 - 106.

21: 15 - 34.

Wennig R. and Kirsch N., 1988. Titanium. In *"Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds"*. Ed. by H.G. Seiler *et al.*, Marcel Dekker, Publ., New York, pp. 705 - 713.

Wennig R. and Kirsch N., 1988. Vanadium. In *"Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds"*. Ed. by H.G. Seiler *et al.*, Marcel Dekker, Publ., New York, pp. 749 - 765.

Wicks S. A. and Burke R. W., 1977. Determination of beryllium by fluorescence spectrometry. In *"Procedures Used at the National Bureau of Standards to Determine Selected Trace Elements in Biological and Botanic Materials"*. Ed. by NBS, Special publ. 492, US Department of Commerce, Washington D.C., US Government Printing Office, pp. 85 - 89.

Witschi H. P., 1970. Effects of beryllium on DNA-syntetizing enzymes in regeneration rat liver. *Biochem. J.* 120: 623 - 628.

Ambiente Risorse Salute 56: 35 - 38.

Wheeler M., 1996. Measuring mercury *Environ. Health Persp.* 104: 826 - 831.

WHO (World Health Organization), 1996. In *"Trace Elements in Human Nutrition and Health"*. Ed. WHO, Geneve, pp. 221 - 223.

WHO (Worid Heaith Organization), 1989. Aluminium. In *"Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants"* Ed. by Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK, pp. 113 - 153.

WHO, 1984. Beryllium. In *"Guidelines for Drinking - Water Quality"*. Ed. by World Health Organization, Vol. 2, pp. 80 - 83, Geneva.

WHO, 1996. Boron. In *"Trace Elements in Human Nutrition and Health"* Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1996. Chromium. In "*Trace Elements in Human Nutrition and Health"*. Ed. by World Health Organization, - Geneva.

WHO, 1973. Vanadium. In *"Trace Elements in Human Nutrition"*. Technical Report Series 532, World Health Organization, Geneva.

WHO, 1981. Mercury. Environmental Health Criteria n. 1. Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1984. Chromium: In *"Guidelines for Drinking Water Quality"*. Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1984. Copper**.** In *"Guidelines for Drinking Water Quality"*. Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1984. Iron. In " *Guidelines for Drinking Water Quality"*. Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1984. Mercury In *"Guidelines for Drinking Water Quality"*. *Ed. by* World Health Organization, Geneva.

WHO, 1984. Nickel. In *"Guidelines for Drinking Water Quality"*. Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1993. Biomarkers and Risk Assessment: Concepts and Principles. Environmental Health Criteria n. 155.

WHO, 1996. Copper In " *Trace Elements in Human Nutrition and Health"* Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1996. Mercury. In "*Trace Elements in Human Nutrition and Health"*. Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1996. Nickel. In " *Trace Elements in Human Nutrition and Health"*. Ed. by World Health Organization, Geneva.

Ed. World Health Organization, Geneva.

WHO, 1996. Vanadium. In *"Trace Elements in Human Nutrition and Health"*. Ed. by World Health Organization, Geneva.

WHO, 1996. Zinc. In *"Trace Elements in Human Nutrition and Health"*. Ed. by World Health Organization, Geneva.

Woolhouse H. W., 1983. Toxicity and tolerance in the responses of plants to metals. In *"Physiological Plant Ecology"*. Ed. Springer-Verlag, Berlin, pp. 246 - 300.

Woolhouse H.W., 1983. Toxicity and tolerance in the responses of plants to metals. In *"Physiological Plants Ecology"*. Ed. O.L. Lange et al., Springer-Verlag, Berlin.

Wurtman R. J., 1985. La malattia di Alzheimer. *Le Scienze* 199: 42 - 53.

Winder C., 1993. In *"Occupational Toxicology"*. Ed. by N. H. Stacey, Publ. by Taylor & Francis, London.

Zarka K., Danimir K. and Dusan D., 1972. Lead contamination of environment in Meza Valley. *Inter. Arch. Arbeitsmed* 29: 129 - 138.

Zelante A. e Merlo D., 1997. Analisi chimiche sull'assorbimento di metalli pesanti da parte dei vegetali. *Ambiente Risorse Salute* 56: 35 - 38.

Ziegler E. E., Edwards B. B., Jensen R. J., Mahffey K. R. and Foman S. J., 1978. Adsorption and retention

of lead by infants. *Pediatric Res.* 12: 192 - 195.

Zimdahl R. L and Hassett J. J., 1979. Lead in soil. In *"Lead in the Environment'.* Ed. by WR. Bagges & B.G. Wixson, Castle House Publ., London.

Zubovic P., 1966. In *"Coal Science".* Ed. by R. F. Gould, American Chemical Society, Washington D.C.