

INDICE

| | | |
|------------|---|----------|
| 3.5 | IMPATTI SUL SUOLO E SOTTOSUOLO..... | 2 |
| 3.5.1 | <i>Definizione del modello</i> | 2 |
| 3.5.2 | <i>Generalità sui metalli pesanti e i suoli</i> | 2 |
| 3.5.3 | <i>Sorgenti naturali: il substrato roccioso</i> | 5 |
| 3.5.4 | <i>Sorgenti antropiche: attività civili, industriali ed agricole.....</i> | 6 |
| 3.5.5 | <i>Inquinanti primari nel suolo, il ruolo di Pb, Cd, Hg e Diossine.....</i> | 7 |
| 3.5.6 | <i>Fenomeni di trasporto e diffusione degli inquinanti nel suolo e sottosuolo</i> | 14 |
| 3.5.7 | <i>Caratterizzazione dell'area di studio e valutazione degli impatti.....</i> | 18 |
| 3.5.8 | <i>Valutazione sintetica della componente ambientale</i> | 32 |

3.5 IMPATTI SUL SUOLO E SOTTOSUOLO

3.5.1 Definizione del modello

In questa sezione viene sviluppato, sulla base dell'analisi del contesto ambientale descritta nel Quadro di Riferimento Ambientale, un modello di verifica dell'impatto sul suolo dovuto alla ricaduta degli inquinanti emessi dall'impianto di trattamento di termodistruzione e trasportati e diffusi in atmosfera.

Per la messa a punto del modello previsionale di impatto si è fatto riferimento alla bibliografia tecnica di settore che definisce le linee guida di azione e le prescrizioni applicative dei modelli di ricaduta, diffusione e rimozione di inquinanti dai suoli:

"Methodology for assessing health risk associated with indirect exposure to combustor emissions" (US-EPA, rapporto EPA/600/6-89/003, 1989).

"Human health Risk Assessment for Hazardous Waste Combustion Facilities" (US-EPA, rapporto EPA530-D-98-001A, 1993).

La finalità del modello di stima degli impatti è quella di determinare la concentrazione nel suolo degli inquinanti in funzione della quantità di deposizione al suolo degli stessi durante un arco temporale definito di funzionamento dell'impianto.


Gli inquinanti considerati in grado di modificare la qualità della matrice ambientale suolo e sottosuolo in termini di incremento del fattore di rischio ambientale o comunque di contaminazione ambientale sono i microinquinanti inorganici (metalli pesanti) ed i microinquinanti organici (diossine).

3.5.2 Generalità sui metalli pesanti e i suoli

Con la definizione di "metalli pesanti" vengono identificati quegli elementi che presentano le seguenti caratteristiche comuni:

- hanno una densità superiore ai 5,0 g/cm³;
- si comportano in genere come cationi;
- presentano una bassa solubilità dei loro idrati;
- hanno una spiccata attitudine a formare complessi;
- hanno una grande affinità per i solfuri, nei quali tendono a concentrarsi;
- hanno diversi stati di ossidazione a seconda delle condizioni di pH ed Eh;

I metalli pesanti, con l'eccezione del Fe e dell'Al, appartengono ai cosiddetti "elementi in traccia", presenti nei più comuni suoli e rocce della crosta terrestre in concentrazioni inferiori allo 0,1%. Le

| | | |
|--|--|---|
|  aer Ambiente Energia Risorse S.p.A. | Capitolo 3 – Analisi degli Impatti in fase di esercizio STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE <i>Impianto di termovalorizzazione "I Cipressi"</i> | cod. doc. SIA-03-05 rev. 04 data 31/08/2005 Pag. 3 di 34 |
|--|--|---|

loro concentrazioni nei suoli, nei sedimenti e nelle rocce sono solitamente dell'ordine delle parti per milione o delle parti per miliardo.

Gli elementi in traccia sono così definiti in contrapposizione agli otto elementi maggiori, O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K e Mg che sono presenti nella crosta terrestre in concentrazioni superiori all'1%.

Generalmente vengono considerati come metalli pesanti i seguenti composti chimici: argento (Ag), bario (Ba), cadmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), manganese (Mn), mercurio (Hg), molibdeno (Mo), nichel (Ni), piombo (Pb), rame (Cu), stagno (Sn), tallio (Tl), titanio (Ti), vanadio (V), zinco (Zn), alcuni metalloidi, con proprietà simili a quelle dei metalli pesanti, quali arsenico (As), antimonio (Sb), bismuto (Bi) e selenio (Se), come indicato in "Trace elements in the terrestrial environment", (Adriano D.C., Springer-Verlag, 1986).

Tra tutti questi elementi classificati, quelli che determinano con maggiore frequenza e intensità (in ragione anche della numerosità dei fenomeni di rilascio in ambiente e quindi di accumulo nei suoli) fenomeni d'inquinamento sono: Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn e Zn Se.

Nella sua classificazione geochimica Goldschmidt in "Principles and application of inorganic geochemistry" (Goldschmidt, Maxwell Mcmillan International Editions, 1992) distingue gli elementi, compresi i metalli pesanti, in:

- siderofili: aventi affinità per i legami metallici tipici delle leghe;
- calcofili: aventi spiccata affinità per i legami semimetallici tipici dei solfuri;
- litofili: caratterizzati dall'affinità per i legami ionici tipici dei silicatici e degli ossidi;
- atmofili: aventi bassa affinità per i precedenti legami e pertanto accumulati nell'atmosfera.

La maggior parte dei metalli pesanti cade nella categoria dei calcofili, per il loro tipico comportamento chimico che manifestano.

Negli ultimi decenni i flussi litosfera-biosfera, litosfera-atmosfera, atmosfera-biosfera relativi a diversi metalli pesanti tra i quali Pb, Hg, Cd, è cresciuto superando abbondantemente quello naturale.

In questo contesto si intende con il termine biosfera quel comparto ambientale che contiene il suolo, le acque superficiali e sotterranee, l'atmosfera e la biomassa ed ha solitamente il suolo come "accumulatore" finale dei flussi inquinanti.

Le cause principali dell'alterazione di questi flussi biogeochimici sono imputabili al crescente impiego di prodotti contenenti metalli pesanti utilizzati nelle attività industriali e nelle moderne tecniche agrarie ad al parallelo incremento anche delle attività minerarie, siderurgiche e di tutte

quelle attività correlate alla produzione ed allo stoccaggio dei rifiuti di sovrappiù di tali fonti o dai prodotti di tali processi.

Il contenuto totale in metalli pesanti nei suoli, agrari e non, è il risultato degli input provenienti da sorgenti diverse e può essere rappresentato dalla seguente formula:

$$M_{\text{tot}} = M_{\text{input}} - M_{\text{output}} = (M_r + M_d + M_f + M_{\text{pc}} + M_{\text{ro}} + M_{\text{ia}}) - (M_a + M_v + M_e + M_l)$$

dove:

M indica metalli pesanti in genere e dove i pedici impiegati hanno il seguente significato:

tot = flusso totale;

r = roccia madre;

d = deposizione atmosferica;

f = fertilizzanti;

pc = prodotti chimici di varia natura utilizzati in agricoltura;

ro = rifiuti organici;

ia = immissioni accidentali di varia origine;

a = assimilazione nei raccolti;

l = lisciviazione;

v = volatilizzazione;


e = erosione.

La somma M_{input} rappresenta gli apporti complessivi al "sistema" suolo, mentre la somma M_{output} costituisce le perdite che tale "sistema" può subire.

Dal contenuto di elemento nel suolo (in moli \times ettaro⁻¹) dividendo per la velocità con cui si verificano i fenomeni di "rimozione" (moli \times anno⁻¹ \times ha⁻¹) è possibile stimare il periodo di residenza media (in anni) di ciascun elemento nel suolo.

In particolare è così possibile stimare per il Cd un tempo di residenza nel suolo compreso tra 75 e 380 anni e, per elementi più fortemente adsorbiti, quali l'As, il Cu, il Ni, il Pb, il Se e lo Zn tempi di residenza compresi tra 1000 e 3000 anni. Vengono considerati degli intervalli di tempo così ampi poiché si è tenuto conto di tutte le differenti condizioni in cui possono trovarsi i suoli.

Il lungo tempo di residenza indica comunque che un suolo soggetto ad un flusso inquinante tende ad accumulare la sostanza tossica e raggiungere elevate concentrazioni di equilibrio pur tenendo conto dei fenomeni di rimozione che si manifestano nel suolo specifico.

| | | |
|--|--|---|
|  aer Ambiente Energia Risorse S.p.A. | Capitolo 3 – Analisi degli Impatti in fase di esercizio STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE <i>Impianto di termovalorizzazione "I Cipressi"</i> | cod. doc. SIA-03-05 rev. 04 data 31/08/2005 Pag. 5 di 34 |
|--|--|---|

Un lungo tempo di residenza indica inoltre che, una volta cessato il flusso inquinante è necessario un tempo assai lungo affinché la concentrazione dell'inquinante nel suolo ed i relativi flussi verso i comparti ambientali ad esso associati ritornino ai valori iniziali, precedenti all'evento contaminante.

Fino ad oggi si ritiene che alcuni metalli pesanti non abbiano relazioni dirette con lo sviluppo della biomassa e quindi dei sistemi vegetali, anzi si considerano potenzialmente tossici, mentre altri risultano essenziali per la nutrizione e la crescita nel ciclo di vita vegetale e anche animale, manifestandosi però nocivi nel caso in cui le loro concentrazioni superino delle soglie che sono variabili da elemento ad elemento e da organismo ad organismo.

Per quegli elementi in traccia necessari allo sviluppo degli esseri viventi vengono utilizzati anche i sinonimi "microelementi", "micronutrienti" ed il termine anglosassone "trace inorganics".

La concentrazione di metallo pesante nel suolo alla quale non si osservano effetti negativi indesiderati, ovvero "sicura", è comunque difficile da stabilire in quanto la tossicità può dipendere da fattori che si sommano alla concentrazione dell'elemento.

Le possibili sorgenti di contaminazione da metalli pesanti, nell'ambiente in generale e nella pedosfera in particolare, hanno due origini: naturale o antropica.

La principale fonte naturale è il substrato geologico mentre tra le sorgenti d'origine antropica le più rilevanti sono dovute alle attività civili ed industriali, responsabili di "input accidentali" legati essenzialmente a sorgenti di tipo industriale di varia natura e tipologia (puntiformi, lineari o areali diffusi) ed alle pratiche agricole che rappresentano, invece, "input deliberati", areali, determinati dalle metodologie utilizzate normalmente in agricoltura.


3.5.3 *Sorgenti naturali: il substrato roccioso*

Nel corso del processo di alterazione delle rocce il reticolo cristallino dei minerali primari è distrutto dai processi pedogenetici, ed i metalli pesanti presenti nei reticoli cristallini primari sono trasferiti nella soluzione circolante del suolo. Una volta raggiunta la soluzione circolante essi possono essere lisciviati verso la falda idrica od essere occlusi nei reticoli cristallini dei minerali pedogenetici.

Come regola generale, gli elementi aventi un elevato rapporto tra carica e raggio ionico, aventi in altri termini un elevato "potenziale ionico", come Fe^{+3} , Al^{+3} , Mn^{+4} , Cr^{+3} precipitano in forma di idrossidi ed ossidi insolubili ("I fattori di formazione del suolo" di Violante P., in Sequi P., "Chimica del suolo", Patron Editore, Bologna. 1989).

I metalli in traccia a elevato potenziale ionico come Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, possono vicariare Fe, Al e Mn nei relativi minerali.

I metalli in traccia aventi basso potenziale ionico come Pb e Cd, simili al Ca ed al K, hanno un raggio ionico troppo elevato per poter essere ospitati nel reticolo cristallino degli ossidi ed idrossidi

| | | |
|--|--|---|
|  aer Ambiente Energia Risorse S.p.A. | Capitolo 3 – Analisi degli Impatti in fase di esercizio STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE <i>Impianto di termovalorizzazione "I Cipressi"</i> | cod. doc. SIA-03-05 rev. 04 data 31/08/2005 Pag. 6 di 34 |
|--|--|---|

di Fe, Al e Mn, ma possono essere adsorbiti in forma scambiabile negli interstrati di Smectiti, Vermiculiti e Illiti.

Gli elementi più facilmente lisciviati e con i tempi di residenza nel suolo minori sono quelli a basso potenziale ionico simili ai metalli alcalini ed alcalino terrosi, quali gli elementi delle terre rare.

Tra i processi che trattengono gli elementi in traccia negli orizzonti superficiali del suolo vi è l'assorbimento nella biomassa vegetale, che imprigiona l'elemento negli orizzonti organici del suolo attraverso il ciclo suolo-vegetale-suolo. Tra i processi che favoriscono la lisciviazione dei metalli pesanti vi è la complessazione con ligandi anionici e la formazione di specie complesse cariche negativamente poco trattenute dal complesso di scambio del suolo. Tra i ligandi che formano i complessi più stabili con i metalli pesanti vi sono il Cl ed i gruppi carbossilici, fosforici e e tiolici della sostanza organica.

Talvolta nei suoli si osservano elevate concentrazioni di metalli pesanti che possono essere attribuite alla presenza di anomalie geochimiche della roccia madre, come ad esempio capita con il Cr ed il Ni nel caso dei suoli che derivano da un substrato costituito da rocce ultrabasiche e basiche, frequenti in tutti gli orogeni. In generale si può osservare che, più un suolo è evoluto, meno è riscontrabile l'influenza della roccia madre nel contenuto di metalli pesanti che presenta il suolo a cui è altrimenti paragonabile.

La concentrazione dei metalli pesanti nelle rocce sedimentarie, oltre che dalla composizione mineralogica dei costituenti terrigeni, dipende anche dalla capacità adsorbente del sedimento nonché dalla concentrazione dell'elemento in traccia presente nelle acque in cui i sedimenti si sono depositi o sono successivamente venuti a contatto.

3.5.4 Sorgenti antropiche: attività civili, industriali ed agricole.

Una delle sorgenti principali di emissioni di metalli pesanti è rappresentata dai fumi prodotti dal consumo di combustibili per il riscaldamento e per la conversione di energia. Nel caso ad esempio dell'impiego di prodotti quali carbone o similari, circa l'84% delle ceneri prodotte dalla combustione di tali prodotti risultano essere fortemente volatili (polveri fini e ultra-fini) ed il loro contenuto in elementi in traccia è piuttosto variabile, dipendendo sia dal tipo di carbone sia dalle condizioni di combustione. Condizioni analoghe si hanno anche per i combustibili liquidi (seppure con minore intensità del fenomeno di produzione di polveri fini emesse dai processi di combustione) ed in parte ulteriormente ridotta dall'impiego di combustibili gassosi e comunque sempre in dipendenza della provenienza del combustibile e anche del grado di raffinazione e depurazione.

Anche durante il processo estrattivo dei metalli, nonché durante le successive operazioni di fusione e lavorazione, possono disperdersi nell'ambiente rilevanti quantitativi di elementi inquinanti attraverso i fumi e le polveri emessi in atmosfera, e anche attraverso i processi di smaltimento di reflui liquidi di processo che abbiano avuto un utilizzo durante il ciclo produttivo.

Durante la combustione dei carburanti e dei lubrificanti necessari ai mezzi di trasporto si libera Pb (oggi in misura sempre più residuale per l'introduzione di miscele antidetonanti di diversa natura), mentre l'usura dei pneumatici diffonde Zn. Ulteriori emissioni in ambiente di altre tipologie di metalli pesanti hanno luogo, con un effetto maggioritario per quanto riguarda le emissioni di cadmio.

Di particolare interesse e rilevanza è il riutilizzo nell'agricoltura di quei fanghi, ricchi in sostanze organiche e minerali, prodotti da vari processi tra cui quello della depurazione delle acque di scarico urbane (reflue), la cui principale limitazione d'uso dipende dai loro contenuti in metalli pesanti (Adriano D.C., "Trace elements in the terrestrial environment", Springer-Verlag, 1986).

In tal caso, così come nel caso di impiego di fertilizzanti e/o ammendanti prodotti dalla lavorazione ed il riciclaggio di frazioni idonee di scarti e/o rifiuti (ad esempio il compost, risultato finale di un processo di trattamento della razione organica e putrescibile dei rifiuti urbani), la limitazione d'uso, come additivo per terreni agrari, è rappresentata dalla quantità di metalli pesanti presente sia nei prodotti che nel terreno, per non dare luogo a fenomeni di arricchimento indesiderati e quindi di contaminazione di lungo termine.

Tra le fonti d'inquinamento ambientale vanno infine considerati i possibili rilasci di sostanze tossiche (tra cui metalli pesanti in diversi stati di aggregazione chimica) che si hanno per effetto di discariche abusive o anche esaurite, ma risalenti (come età di costruzione e gestione) a prima dell'entrata in vigore della normativa specifica di settore.

Per quanto riguarda gli apporti dovuti alle pratiche agricole, la maggior parte sono dovuti all'utilizzo dei fertilizzanti sia per il fatto che la concimazione viene ripetuta stagionalmente sia perché vengono ottenuti dalla lavorazione di rocce fosfatiche (le Fosforiti) che contengono quantità variabili di As, Cd, Pb, Bi e Zn.

Altri elementi come Co, Cu e Zn sono contenuti, anche in notevoli quantità, nelle deiezioni degli animali, che, assimilandone soltanto percentuali molto basse (circa il 5%), fanno sì che le loro feci e le loro urine ne risultano molto arricchite. I problemi ambientali legati all'impiego delle deiezioni animali nascono, poiché, soprattutto nelle aziende ad indirizzo zootecnico e cerealicolo-zootecnico, vengono ridistribuiti su aree limitate o limitatissime per lunghi periodi di tempo. Stagionali apporti in Cu, Hg, Mn, Pb, As, Sn e Zn sono causati inoltre dall'uso di pesticidi di varia natura.

3.5.5 *Inquinanti primari nel suolo, il ruolo di Pb, Cd, Hg e Diossine.*

Tra le diverse tipologia di microinquinanti (sia organici che inorganici) che si presentano come potenziali contaminanti o inquinanti, data la specificità dello studio in oggetto si è ristretta l'attenzione a quelli tipicamente connessi con le attività di termodistruzione dei rifiuti e che quindi possono dare luogo a fenomeni di attenzione negli areali di prossimità all'impianto.

In modo particolare l'attenzione dello studio si è soffermato sulle seguenti matrici:

- piombo

- cadmio
- mercurio
- diossine

Per queste tipologie di traccianti viene riportata una specifica descrizione di carattere generale sulle caratteristiche e sulle interazioni specifiche con le matrici ambientali con particolare riferimento alla matrice suolo e sottosuolo.


Il piombo (Pb) è un metallo azzurroastro o grigio-argentato. E' il più diffuso dei metalli tossici tanto che, almeno in piccole quantità, è sempre presente nelle rocce ignee e metamorfiche ed anche in quelle sedimentarie (in natura si ritrova in molti minerali quali la galena, la cerusite e l'anglesite), nel suolo, nelle acque, nelle piante e negli animali (WHO, 1987). Si trova in tracce nell'atmosfera non contaminata associato alle particelle sospese, soprattutto a quelle più piccole, di diametro inferiore a 1 µm (WHO, 1987).

Le fonti naturali, che contribuiscono in maniera estremamente esigua al Pb atmosferico rispetto a quelle antropiche, sono rappresentate dalle polveri sparse dal vento, dalle emissioni vulcaniche, dagli incendi boschivi e dagli aerosol marini.

Il contenuto di Pb nelle più comuni rocce sedimentarie Arenarie, carbonatiche ed Argilliti, è rispettivamente di 12,0, 9,0 e 20 mg/Kg e la concentrazione di questo elemento è massima negli strati superficiali del suolo e diminuisce con la profondità. La concentrazione è massima negli orizzonti superficiali dei suoli argillosi o ricchi di sostanza organica. La solubilità del Pb nelle soluzioni circolanti dei suoli può essere controllata dalla precipitazione di fasi minerali insolubili, la cui precipitazione dipende dalle condizioni di Eh-pH.

Il Pb, come tutti gli elementi di transizione bivalenti forma complessi dotati di elevata stabilità con i gruppi dello ione Cl. Il Pb, come gli altri elementi di transizione bi e trivalenti può essere adsorbito sui minerali delle argille e sulla sostanza organica.

Le emissioni antropiche sono aumentate significativamente da circa 250 anni, con l'inizio della rivoluzione industriale, e soprattutto, dopo il 1925, quando fu introdotto il Pb nella benzina. Esso costituisce infatti la maniera più economica per innalzare il numero di ottano della benzina, cioè per incrementare le sue proprietà antidetonanti. L'aggiunta di additivi sotto forma di piombo tetraetile o tetrametile ha reso possibile lo sviluppo di motori a combustione interna ad elevata compressione ed elevata potenza. L'introduzione delle marmitte catalitiche, che consentono l'abbattimento di alcuni inquinanti presenti nelle emissioni (CO, NOx, COV, idrocarburi incombusti), ha determinato l'esigenza di formulare una benzina priva di Pb, in quanto esso avvelena il catalizzatore. E' nata così la "benzina senza piombo", chiamata "benzina verde", con un contenuto massimo di Pb pari a 0.013 g/l. Va tuttavia ricordato che nella benzina senza piombo il ruolo di antidetonante è stato

| | | |
|--|--|---|
|  aer Ambiente Energia Risorse S.p.A. | Capitolo 3 – Analisi degli Impatti in fase di esercizio STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE <i>Impianto di termovalorizzazione "I Cipressi"</i> | cod. doc. SIA-03-05 rev. 04 data 31/08/2005 Pag. 9 di 34 |
|--|--|---|

affidato a composti aromatici (tipicamente il benzene), con un conseguente aumento dell'emissione di tali sostanze.

La principale fonte di immissione del metallo nell'atmosfera è quindi rappresentata dai gas di scarico degli autoveicoli che utilizzano benzina con Pb (ovviamente i veicoli diesel non emettono Pb). Altre fonti antropiche sono rappresentate dalla combustione del carbone e dell'olio combustibile, dai processi di estrazione e lavorazione di minerali contenenti Pb, dalle fonderie, dalle industrie ceramiche e dagli inceneritori di rifiuti (WHO, 1987).

Oltre che come additivo delle benzine, il Pb viene impiegato nella produzione di vernici (grazie alla bassa solubilità in acqua, al buon potere coprente e alla grande varietà di colori), di smalto per il vasellame, di batterie per le automobili, di munizioni, di numerosi prodotti resistenti alla corrosione chimica, di lamiere e lastre per la protezione contro le radiazioni nucleari, nella lavorazione del vetro (Lucco Borlera M. e Brisi C., "Tecnologia dei Materiali e Chimica Applicata", Levrotto&Bella, 1992).


Il Pb viene rimosso dall'atmosfera sia mediante deposizione secca che umida. Il tempo di residenza delle particelle contenenti Pb nell'atmosfera varia a seconda dell'altezza della sorgente di emissione, delle loro dimensioni, dell'intensità dei venti e del verificarsi o meno di precipitazioni (WHO, 1987). I composti del piombo sono tossici per la salute (interferiscono con i meccanismi di formazione dell'emoglobina nel sangue) e per l'ambiente; le caratteristiche di stabilità chimica e di persistenza favoriscono la contaminazione di tutti i comparti ambientali (acque, suolo, vegetali, etc.) e l'accumulazione nella catena alimentare.

Se rilasciato o depositato sul terreno, il piombo rimane nello strato superiore di 2-5 cm, in particolare nel caso di terreni con almeno 5% di materia organica o un pH 5 o superiore. La lisciviazione non è importante in condizioni normali anche se alcune prove indicano l'assorbimento di piombo da parte di alcune piante. Il passaggio del piombo dal terreno nelle piante non è in genere significativo. Il piombo si trasforma lentamente in solfato più insolubile, solfuro, ossido e sali di fosfato; penetra nell'acqua attraverso le precipitazioni atmosferiche, il ruscellamento o le acque di scarico.

Il trasferimento da minerali naturali è ridotto. Il piombo è infatti un metallo stabile ed è protetto da una pellicola di sali insolubili che impedisce l'ulteriore corrosione.

E' stato stimato che circa l'80-90% del Pb presente nell'aria deriva dalle emissioni di veicoli che utilizzano benzina contenente Pb. Il 10% circa di questo è Pb organico, essenzialmente Pb tetraetile e tetrametile incombusti o derivanti dalle evaporazioni durante le fasi di rifornimento e di trasporto della benzina; il 90% è inorganico ed è costituito da miscele di numerosi composti tra cui bromuri, cloruri e ossidi di Pb (WHO, 1987).

Il livello di fondo presente nell'atmosfera è di $5 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$, che probabilmente rappresenta una miscela di Pb di origine naturale e antropica. Anche nelle aree più remote le attività umane hanno innalzato i livelli naturali di Pb dell'aria. Le concentrazioni medie annue nelle zone rurali sono comprese tra 0.1 e $0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nelle zone extraurbane situate in prossimità di aree urbane sono di

| | | |
|---|---|---|
|  Ambiente Energia Risorse S.p.A. | Capitolo 3 – Analisi degli Impatti in fase di esercizio STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE <i>Impianto di termovalorizzazione "I Cipressi"</i> | cod. doc. SIA-03-05 <i>rev. 04</i> <i>data 31/08/2005</i> <i>Pag. 10 di 34</i> |
|---|---|---|

circa $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nella maggior parte delle città europee sono comprese tra 0.5 e $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Grazie alla progressiva diminuzione del contenuto di Pb nella benzina, si è già registrata una tendenza alla riduzione delle concentrazioni di Pb nell'aria. Negli U.S.A. dal 1976, anno in cui si raggiunse il massimo delle concentrazioni atmosferiche, le emissioni totali di Pb si sono abbassate più del 94% e quelle autoveicolari più del 97% (WHO, 1987).

Come riporta Davies B.E. 1992, la deposizione di Pb al suolo è per il Nord America compresa tra 7.1 e $2050 \text{ mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{a}^{-1}$, con una media di $424 \text{ mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{a}^{-1}$ mentre per l'Europa compresa tra 8.7 e $53.6 \text{ mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{a}^{-1}$ con una media di $19 \text{ mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{a}^{-1}$.

Il mercurio è un elemento relativamente abbondante in tutta la crosta terrestre, naturalmente presente in alcuni minerali, il più diffuso dei quali è il cinabro (HgS, di colore rosso). Le particolari proprietà chimico fisiche del Mercurio (stato liquido a temperatura ambiente, elevata densità e tensione superficiale, conducibilità ed espansione uniforme al calore) rendono il mercurio utile in numerose lavorazioni industriali ed è insostituibile in diverse apparecchiature.

Il mercurio è stabile a temperatura ordinaria e non reagisce con aria, ossigeno, anidride carbonica o biossido di azoto, mentre si combina con alogeni e viene attaccato da acido solforico concentrato a caldo, ma non dall'acido cloridrico. Inoltre il Mercurio reagisce violentemente con bromo, biossido di cloro ed ammoniaca.

Secondo alcune stime circa l'80% del mercurio immesso nell'ambiente deriva da fonti naturali (erosione delle rocce da parte degli agenti atmosferici e dei fiumi, vaporizzazione dalla crosta terrestre), il rimanente 20%, di origine antropica, deriva dalla combustione di petrolio e carbone nelle centrali elettriche, da inceneritori e da perdite relative all'utilizzo del mercurio nell'industria delle vernici e della carta (come antimuffa), nell'industria della plastica (catalizzatore nella sintesi di poliuretani e del cloruro di vinile), negli impianti clorosoda (ove è utilizzato come catodo nell'elettrolisi del cloruro di sodio), nella fabbricazione di dispositivi elettrici (lampade a vapori di mercurio, batterie, interruttori a mercurio), nella fabbricazione di termometri e barometri. Si possono considerare obsoleti gli impieghi del mercurio in agricoltura (antimuffa, antifungino) e nelle amalgame dentali.

Il rilascio globale di mercurio nell'atmosfera dovuto alle attività umane è di circa 2000-3000 tonnellate all'anno. Si calcola che il consumo mondiale annuo di mercurio, pari al 22%, sia per le apparecchiature elettriche ed elettroniche. Il mercurio è usato principalmente in termostati, sensori, relais e interruttori (ad esempio in circuiti stampati e apparecchiature di misura e nelle lampade a scarica). Il mercurio è anche usato in apparecchiature mediche, per la trasmissione dati, le telecomunicazioni e i telefoni mobili. Nell'UE, 300 tonnellate di mercurio sono usate nei sensori di posizione.

Secondo studi recenti, le emissioni dell'incenerimento dei rifiuti rappresentano 36 tonnellate all'anno di mercurio e 16 tonnellate all'anno di cadmio nella Comunità Europea.

Sversato in acqua, può trasformarsi in metilmercurio, sua forma solubile, ed entrare nella catena alimentare attraverso pesci e vongole. Il metilmercurio ambientale proviene in gran parte, anche se non esclusivamente, dalla metilazione di mercurio inorganico. Il mercurio inorganico sparso nell'acqua si trasforma in mercurio metilato nei sedimenti del fondo. I composti di mercurio metilato sono liposolubili e si accumulano quindi facilmente negli organismi viventi e si concentrano lungo la catena alimentare.

La popolazione generale è esposta al metilmercurio principalmente attraverso l'alimentazione. I pesci e i prodotti ittici sono la fonte dominante di metilmercurio nell'alimentazione. Il tenore di mercurio metilato nei pesci varia con la posizione delle specie nella catena alimentare e la contaminazione da mercurio dell'habitat di ciascun pesce.

Il livello della concentrazione di mercurio nelle acque potabili è compreso tra 50 e 500 ng/l (nanogrammi/litro), negli alimenti non ittici la concentrazione del mercurio è normalmente inferiore a 20 microg/kg (microgrammi/chilo), mentre il pesce rimane sicuramente la fonte più importante di introduzione del mercurio nell'organismo umano.

La concentrazione del mercurio nel pesce di mare può raggiungere i 5 mg/kg, con una media di 0.2-0.5 mg/kg. Si è visto che in aree contaminate il pesce può accumulare fino a 40mg/kg di mercurio. Nel pesce, inoltre, fino all'80% del mercurio è in forma di metilmercurio.

L'aria, oltre all'acqua e all'ingestione, in funzione del livello di contaminazione, può contribuire all'assorbimento giornaliero di mercurio totale.

Il cadmio è distribuito uniformemente lungo la crosta terrestre a livelli di tracce. Rari sono i giacimenti di minerale nei quali può essere rinvenuto come componente principale (ad esempio la greenockite o CdS). E' presente in piccole quantità in quasi tutti i minerali di zinco, dai quali viene normalmente estratto come sottoprodotto.

La maggior parte del Cadmio, oltre ad essere utilizzata industrialmente nell'elettroplaccatura (cadmiatura), viene impiegato per produrre pigmenti che, essendo inalterabili al riscaldamento, trovano il loro maggior uso nelle vernici, inchiostri, colori ecc. Sul luogo di demolizione è infatti possibile trovarlo in impianti Rcv e in batterie.

Nelle acque superficiali non inquinate la concentrazione di cadmio difficilmente supera 1 µg/l. Valori più elevati sono attribuibili alla presenza di scarichi industriali o al percolato da terreni additivati con fanghi prodotti dai depuratori.

Il livello di cadmio nelle acque destinate al consumo umano è normalmente molto basso, grazie anche all'efficienza dei trattamenti effettuati negli impianti di potabilizzazione. Concentrazioni più elevate sono state riscontrate nelle acque prelevate all'utenza per effetto del contatto con materiali contenenti tale elemento (guarnizioni idrauliche, saldature a base di argento, tubature in ferro galvanizzato).

Le polveri di cadmio costituiscono un rischio d'incendio quando vengono esposte al calore, alla fiamma o a contatto con forti agenti ossidanti. Il metallo reagisce violentemente con il nitrato di ammonio, con il selenio e con il tellurio per riscaldamento.

Il selenio di Cadmio costituisce un pericolo quando viene esposto al calore, inoltre per contatto con umidità ed acidi emette fumi di seleniuro di idrogeno, gas estremamente tossico.

Inoltre i seguenti composti del cadmio sono pericolosi perché possono reagire violentemente o esplodere quando vengono riscaldati: cianuri, fulminato, propinato, diammide, nitruro e diazide.

Le vie respiratorie ed il tratto gastrointestinale sono le due maggiori vie di assorbimento del Cadmio nell'uomo. L'assorbimento per via cutanea è praticamente trascurabile. Il Cadmio è un elemento che si accumula nell'organismo, aumentando con l'età, con valori più elevati nei fumatori. Circa l'80% del Cadmio è trattenuto nel fegato e nei reni. L'emivita del Cadmio nell'organismo è di 10-30 anni e la concentrazione del metallo nei tessuti aumenta, pertanto, per tutta la vita.

Con il termine «diossine» si fa riferimento a sostanze diverse con caratteristiche chimiche e proprietà simili: le policlorodibenzodiossine (PCDD), ed i policlorodibenzofurani (PCDF).

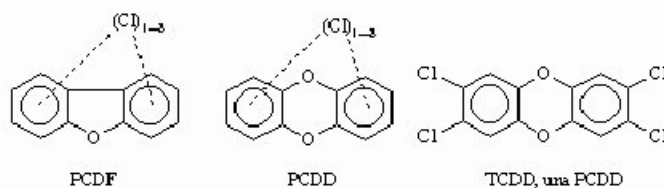
A causa delle simili caratteristiche di tossicità, a queste due famiglie di composti si aggiungono generalmente i policlorobifenili (PCB). Tutte queste tipologie di composti organici rientrano entro una classe più ampia di composti indicati come organoclorurati, aventi tutti una caratteristica tipica di persistenza nell'ambiente tale da essere oggetto di accurati studi e monitoraggio da parte di tutta la comunità tecnica e scientifica internazionale per la pericolosità dovuta alla loro elevata capacità di accumularsi.

Le diossine ed i furani sono formati da due anelli aromatici uniti tra loro da ponti ossigeno (due per le PCDD, uno solo per i PCDF), e caratterizzati dalla sostituzione di uno o più atomi di idrogeno con atomi di cloro (Figura III). In particolare la tossicità è causata dalla simultanea presenza di atomi di cloro nelle posizioni 2,3,7,8, mentre, una volta verificata questa condizione, si osserva una diminuzione della tossicità stessa con l'aumentare del grado di clorurazione.

A titolo di esempio, dunque, la 1,2,3,7,8,9-HxCDD è meno tossica della 2,3,7,8-TCDD, mentre la 1,2,7,8-TCDD ha tossicità nulla.

Grazie a tutte le possibili disposizioni degli atomi di cloro sulla struttura di base, la famiglia delle PCDD comprende 75 composti, fra cui il più noto e il più tossico è rappresentato dalla 2,3,7,8-tetraclorodibenzodiossina (o 2,3,7,8-TCDD).

La famiglia chimica dei PCDF è invece formata da 135 composti, i cui effetti e caratteristiche sono del tutto simili a quelli della diossina.



Le diossine vengono generate in generale da tutti i processi di combustione a bassa temperatura con presenza di cloro, e generalmente sono dovute a forme di riassociazione chimica che si verifica a valle della fase di combustione vera e propria a partire da composti di non completa combustione, nelle fasi di bassa temperatura che attraversano i fumi di combustione (de novo synthesis).

Una volta immesse in ambiente le molecole di questi composti sono estremamente resistenti (vengono distrutte solo per reazione termica a temperature moderatamente elevate rispetto alle condizioni tipiche dei sistemi ambientali naturali).

Come detto, le diossine sono sottoprodotti dei processi di combustione ed in passato sono state presenti come elementi di sintesi non desiderati nella produzione di DDT (insetticida), 2,4 D (diserbante), 2,4,5 T (defoliante), 2,4,5 TCP (conservante per legno), esaclorofene (disinfettante), PVC (materiale plastico) e di altri composti ancora.

Per la limitazione della produzione di diossine nelle fasi di combustione che si hanno negli impianti di incenerimento sono stati da lungo tempo imposti come tuttavia obbligatori degli accorgimenti tecnici che garantiscano la permanenza dei fumi di combustione ad una temperatura non inferiore a 850°C per un tempo sufficientemente lungo (maggiore di 2 secondi) e con un tenore di ossigeno garantito (valore di O₂ minimo nei fumi pari a 6%) da garantire la completa distruzione delle diverse forme di diossine e furani.

Nonostante questo, sono di particolare interesse i meccanismi di riformazione delle diossine che avvengono nelle sezioni fredde dell'impianto e quindi rispettivamente in caldaia (nelle sezioni di bassa temperatura) e nelle prime sezioni di trattamento dei fumi (sistemi di depolverazione con elettrofiltro). Tali meccanismi possono essere minimizzati mediante una serie di accorgimenti tecnici, e comunque gli impianti prevedono l'impiego di ulteriori misure attive di riduzione delle diossine eventualmente presenti nei fumi con rimozioni mediante sistemi di adsorbimento (con carboni attivi o coke) o di ossidazione catalitica, fino al rispetto dei più restrittivi limiti di legge.

Tutti gli studi effettuati sulla tossicità delle diossine concordano sul fatto che la 2,3,7,8-TCDD sia la molecola più tossica tra tutti i possibili isomeri rispetto alla quale sono valutate le tossicità relative delle altre forme isomeriche mediante il criterio di pesatura che porta alla definizione della tossicità equivalente. I «fattori di tossicità equivalente» (I-TEQ, Tabella III.3.2.2) consentono di misurare la tossicità di una miscela di diossine partendo dai contributi relativi dei singoli congeneri. Usando i fattori equivalenti di tossicità internazionalmente accettati (TEF) che riferiscono la tossicità delle

varie diossine alla 2,3,7,8-TCDD (il cui TEF è appunto unitario), si calcola dunque la tossicità dell'emissione sommando la concentrazione di ogni congenere, ciascuna moltiplicata per il corrispondente TEF.


| Composto | TEF |
|----------------------------------|-------|
| 2,3,7,8-T ₄ CDD | 1 |
| 1,2,3,7,8-P ₄ CDD | 0.5 |
| 1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD | 0.1 |
| 1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD | 0.1 |
| 1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD | 0.1 |
| 1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD | 0.01 |
| O ₈ CDD | 0.001 |
| 2,3,7,8-T ₄ CDF | 0.1 |
| 1,2,3,7,8-P ₄ CDF | 0.05 |
| 2,3,4,7,8-P ₃ CDF | 0.5 |
| 1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF | 0.1 |
| 1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF | 0.1 |
| 1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF | 0.1 |
| 2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF | 0.1 |
| 1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF | 0.01 |
| 1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF | 0.01 |
| O ₈ CDF | 0.001 |

La pericolosità di tutti questi composti deriva dalla loro capacità di alterare i meccanismi che controllano lo sviluppo e la crescita cellulare, ed è resa particolarmente importante dalla persistenza nell'ambiente e dalla tendenza ad accumularsi negli organismi della catena alimentare, per questo la tossicità delle diossine desta preoccupazione nonostante i livelli di emissione siano molto inferiori rispetto ad altri composti inquinanti convenzionali. Pertanto pur essendo le matrici contaminate direttamente l'aria, l'acqua ed il suolo, la modalità di esposizione più importante per gli esseri umani è quella alimentare, costituita in larga misura dal consumo di prodotti dove tali composti organoclorurati si trovano in condizioni di accumulo accentuato (latte, latticini, carni, etc.).

3.5.6 Fenomeni di trasporto e diffusione degli inquinanti nel suolo e sottosuolo

Gli effetti delle emissioni di inquinanti atmosferici e delle ricadute che queste hanno sulle diverse matrici ambientali coinvolte per effetti diretti ed indiretti costituiscono un elemento di evidente interesse nel dibattito sulla compatibilità ambientale di molte attività umane.

Lo studio dell'impatto ambientale di sistemi complessi, quali sono nella realtà fisica o comunque nella realtà percepita di disagio i processi di termodistruzione di rifiuti, non può prescindere dalla valutazione dei percorsi multipli d'impatto con i quali le diverse sostanze ad attività impattante possono sviluppare effetti sui soggetti esposti (ecosistemi, esseri vegetali, viventi ed esseri umani). Da questo punto di vista risulta di primaria importanza l'individuazione di metodologie e di procedure in grado di valutare le diverse relazioni causa-effetto che si manifestano tra impatti primari, impatti secondari e impatti successivi via via in cascata.

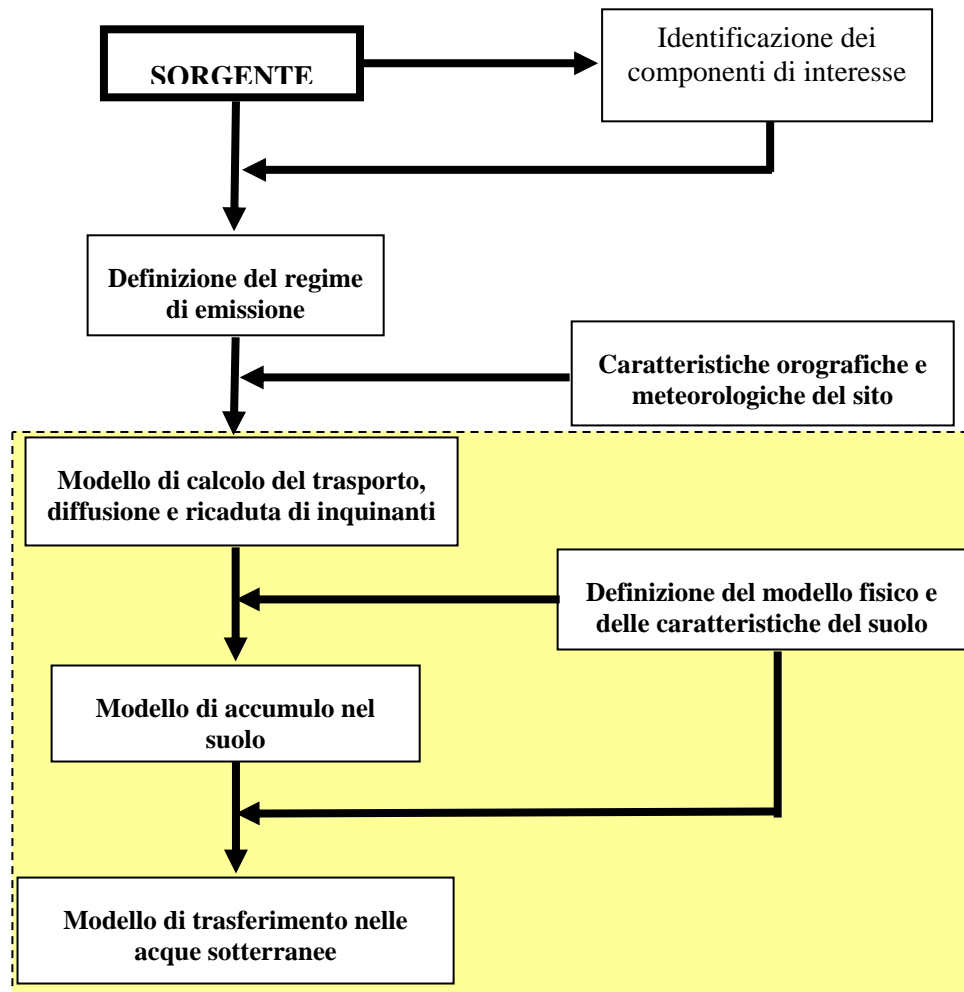
| | | |
|---|---|--|
|  Ambiente Energia Risorse S.p.A. | Capitolo 3 – Analisi degli Impatti in fase di esercizio STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE <i>Impianto di termovalorizzazione "I Cipressi"</i> | cod. doc. SIA-03-05 rev. 04 data 31/08/2005 Pag. 15 di 34 |
|---|---|--|

Sulla base di tali premesse, l'approccio metodologico per l'analisi quantitativa dei rischi ambientali è articolato su un insieme di valutazioni in serie, riconducibili allo schema che comprende essenzialmente:

- identificazione dei composti oggetto di valutazione emessi dalla sorgente;
- definizione del regime di emissione e delle principali caratteristiche in grado di influenzare il trasporto e la diffusione atmosferica (ripartizione gas/polveri, distribuzioni granulometriche per inquinanti veicolati dal particolato emesso);
- valutazione della diffusione atmosferica e del deposito al suolo degli inquinanti;
- valutazione, a partire dalla presenza nel suolo, del trasporto e della diffusione nei comparti ambientali di potenziale interesse per l'interazione con il soggetto esposto (suolo, sottosuolo, corpi idrici).

Nello schema seguente viene indicata la procedura di valutazione che viene predisposta per lo studio degli effetti ambientali sui diversi comparti di ricaduta delle emissioni da termodistruzione dei rifiuti.

In giallo nello schema viene riportata la fase di studio che comprende la definizione della modellistica per la determinazione, sulla base delle risultanze del modello previsionale di diffusione atmosferica, degli impatti secondari sul suolo, sottosuolo ed anche sulle acque sotterranee.



La stima dei flussi di deposizione al suolo riveste notevole importanza nell'analisi di rischio. Dai depositi al suolo si dipartono infatti quei percorsi indiretti di interazione che, attraverso l'accumulo degli inquinanti nel terreno, nella vegetazione e nelle catene alimentari, possono risultare più efficienti dell'inalazione diretta di aria contaminata nel convogliare l'inquinante verso il soggetto esposto.

Il deposito si sviluppa attraverso processi di rimozione degli inquinanti dal comparto atmosferico che avvengono per via secca o umida.

Il primo, attivo in assenza di precipitazioni, trasporta l'inquinante sulla superficie di deposizione tramite l'azione combinata di complessi meccanismi di diffusione turbolenta, sedimentazione gravitazionale ed impatto inerziale.

Il secondo coinvolge le precipitazioni (pioggia, neve, grandine) tramite processi di inglobamento dell'inquinante nei corpi nuvolosi ("rainout") e di dilavamento atmosferico ("washout"):

quest'ultimo può considerarsi largamente prevalente su scale spaziali ridotte, quali quelle locali dell'area di incidenza della sorgente, mentre il primo è attivo soprattutto nel trasporto e la deposizione a grandi distanze.

Per quanto riguarda la modifica della qualità del suolo in seguito al deposito di inquinanti, l'ipotesi che viene generalmente assunta nelle stime di rischio è che il grado di esposizione dovuto al contaminante presente nel suolo dipenda dalla presenza dello stesso nei primi centimetri di suolo, piuttosto che dalle concentrazioni più in profondità (Paustenbach e Murray, 1986).

Le concentrazioni dovute all'accumulo di inquinanti nel suolo sono derivate generalmente mediante un'equazione del tipo:

$$C_s = \frac{D_{tot} \cdot [1 - e^{-k_s T}]}{z \cdot k_s \cdot d_s}$$

con:

C_s = concentrazione nel suolo (M_{inq}/M_{suolo});

D_t = deposito totale della sostanza ($M_{inq} L^{-2} T^{-1}$);

k_s = costante di scomparsa dell'inquinante (T^{-1});

T = tempo di accumulo, di deposizione (T);

z = profondità di accumulo dell'inquinante (L);

d_s = densità del suolo ($M_{suolo} L^{-3}$)

La profondità di accumulo dell'inquinante viene espressa in funzione del tipo di uso del suolo: le più recenti raccomandazioni EPA suggeriscono ad esempio:

- valore di 10-20 cm per suoli coltivati assimilabili alla classe di suolo agricolo produttivo;
- valore di 5 cm per suoli non coltivati (erba da pascolo, prati) assimilabili alla classe di suoli verdi.

Questo approccio può essere utilizzato anche nel caso di un suolo urbano, formato prevalentemente da superfici compatte, caratterizzate da una minore possibilità di penetrazione degli inquinanti (si utilizza generalmente un valore di profondità di 2 cm).

La rimozione degli inquinanti dal suolo (rappresentata nell'espressione dalla costante k_s) può derivare da diversi fenomeni tra i quali si possono individuare:

- fenomeni chimici, quali la fotodegradazione o la degradazione chimica in generale;

- fenomeni fisici e meccanici, quali il dilavamento di origine sia naturale (ruscellamento) sia antropica (es. lo spazzamento delle strade nei suoli urbani).

Le diverse capacità di persistenza degli inquinanti possono essere espresse in termini di costante di rimozione o periodo di semivita (tempo necessario per la diminuzione del 50 % della concentrazione iniziale in assenza di ulteriori apporti).

La costante di rimozione dell'inquinante correlabile alla percolazione e al dilavamento dello stesso nel terreno può essere così descritta:

$$k_s = \frac{P - E_v}{S_w \cdot z \cdot [1 + (d_s \cdot K_d / S_w)]}$$

dove:

P = altezza di pioggia media annuale (cm/anno);

E_v , evapotraspirazione media annuale (cm/anno);

S_w , contenuto d'acqua nel suolo (ml/cm³);

z, profondità di accumulo dell'inquinante (m);

K_d , coefficiente cinetico di assorbimento/dissorbimento suolo (ml/g).

I valori utilizzati per le grandezze meteorologiche, P e E_v , possono essere ricavati da pubblicazioni tipo il Bollettino Agrometeorologico nazionale dell'anno 2002 con riferimento ai valori per la Toscana settentrionale.

Il valore medio del contenuto d'acqua del terreno S_w è stato, nel caso specifico, ricavato da letteratura (Bell F. "Geologia Ambientale", 2001).

Il valore del coefficiente cinetico di assorbimento/desorbimento suolo K_d in funzione del contesto ambientale viene preso a riferimento secondo le indicazioni di letteratura (US-EPA, "Methodology for assessing health risk associated with indirect exposure to combustor emissions", rapporto EPA/600/6-89/003, 1989).

3.5.7 Caratterizzazione dell'area di studio e valutazione degli impatti

Per quanto riguarda l'area di studio per la verifica del modello di concentrazione al suolo prima introdotto, si è considerato che i risultati del modello di ricaduta al suolo implementato vengono resi per un area di forma quadrata di lato 7 km con centro sull'area dell'impianto.

Per tale maglia di calcolo sono stati quindi presi in considerazione i valori di ricaduta annuale dell'inquinante considerato in base ai valori elaborati e stimati dal suddetto modello di ricaduta al suolo implementato, per la caratterizzazione del trasporto e della diffusione in atmosfera degli inquinanti emessi dall'impianto, che fornisce anche le condizioni di concentrazione in atmosfera.

A tali valori di ricaduta è stato applicato puntualmente il modello.

All'interno della maglia si è assunto una distribuzione e una tipologia delle classi di uso del suolo secondo quanto già analizzato nella sezione di analisi del suolo e quindi di caratterizzazione delle condizioni ambientali esistenti.

La stima delle concentrazioni dei diversi inquinanti nel suolo è funzione di diversi parametri che vanno dalla tipologia del suolo fino al valore del deposito totale di inquinante.

La determinazione dei diversi parametri ha richiesto quindi l'analisi del contesto ambientale dell'area dell'impianto che ha permesso di ottenere i seguenti valori.

Per le grandezze meteorologiche atmosferiche e del suolo sono state assunte le seguenti grandezze:

- piovosità media (P) pari a 125 (cm/anno);
- termine di evapotraspirazione del suolo (Ev) pari a 50 (cm/anno).

I valori di deposizione annuale D ($M_{inq} L^{-2} T^{-1}$) di ogni inquinante sono desunti dai modelli di deposizione riportati nei paragrafi precedenti, e sono stati utilizzati per calcolare la concentrazione attesa D_t ($M_{inq} L^{-2}$) in funzione del termine di vita di funzionamento dell'impianto (T) che è stata cautelativamente considerata pari ad un termine di 30 anni.

Per quanto riguarda il parametro di contenuto d'acqua del suolo (S_w) (ml/cm^3) questo è stato assunto simile per tutte le classi di suolo evidenziate, in quanto si tratta di una grandezza dipendente dalle condizioni meteorologiche, in questo contesto simili per tutti i tipi di terreno analizzati.

Il coefficiente cinetico di desorbimento/dissorbimento secondo le indicazioni di letteratura (US-EPA, "Methodology for assessing health risk associated with indirect exposure to combustor emissions", rapporto EPA/600/6-89/003, 1989), è stato assunto pari a:

- $K_d = 500$ (ml/g) per tutte le specie di metalli pesanti (Cd, Hg e Pb);
- $K_d = 400$ (ml/g) per Diossine e Furani.

La densità del terreno è stata ipotizzata in base alla classe di appartenenza di uso del suolo:

- $d_s = 1500$ (kg/m^3) per suolo urbano;
- $d_s = 2000$ (kg/m^3) per suolo agricolo produttivo;

- $d_s = 1900 \text{ (kg/m}^3\text{)}$ per suolo verde.

La profondità di concentrazione dell'inquinante, secondo quanto riportato in letteratura (US-EPA, "Methodology for assessing health risk associated with indirect exposure to combustor emissions", rapporto EPA/600/6-89/003, 1989), è stata assunta pari a:

- $z = 0,02 \text{ (m)}$ per suolo urbano;
- $z = 0,2 \text{ (m)}$ per suolo agricolo produttivo;
- $z = 0,05 \text{ (m)}$ per suolo verde.

Sulla base dei parametri specifici considerati, sono state considerate le risultanze previsionali in termine di concentrazione puntuale nel suolo dei diversi inquinanti presi in esame. I risultati delle analisi eseguite sono riportati nella tabella, considerando come riferimento geometrico sempre la centratura della maglia sull'impianto. In tale tabella è stato preso in esame il valore peggiore trovato per ogni singolo inquinante a seconda del suolo considerato. Va comunque considerato che tale valore si estende intorno all'impianto per aree modeste e soprattutto tale valore si riferisce ai **30 anni** considerati quali vita dell'impianto.

| INQUINANTE | STATO ATTUALE | | | STATO PROGETTUALE | | |
|--------------------------------|---------------|---------|----------|-------------------|---------|----------|
| | urbano | verde | agricolo | urbano | verde | agricolo |
| DIOSSINA (femtag/kg) | 4629.08 | 2442.7 | 717.1 | 3740.3 | 1973.7 | 579.4 |
| CADMIO/MERCURIO (pg/kg) | 3248831.7 | 1577650 | 444901.8 | 2144869.3 | 1041560 | 293722.9 |
| PIOMBO (pg/kg) | | | | | | |

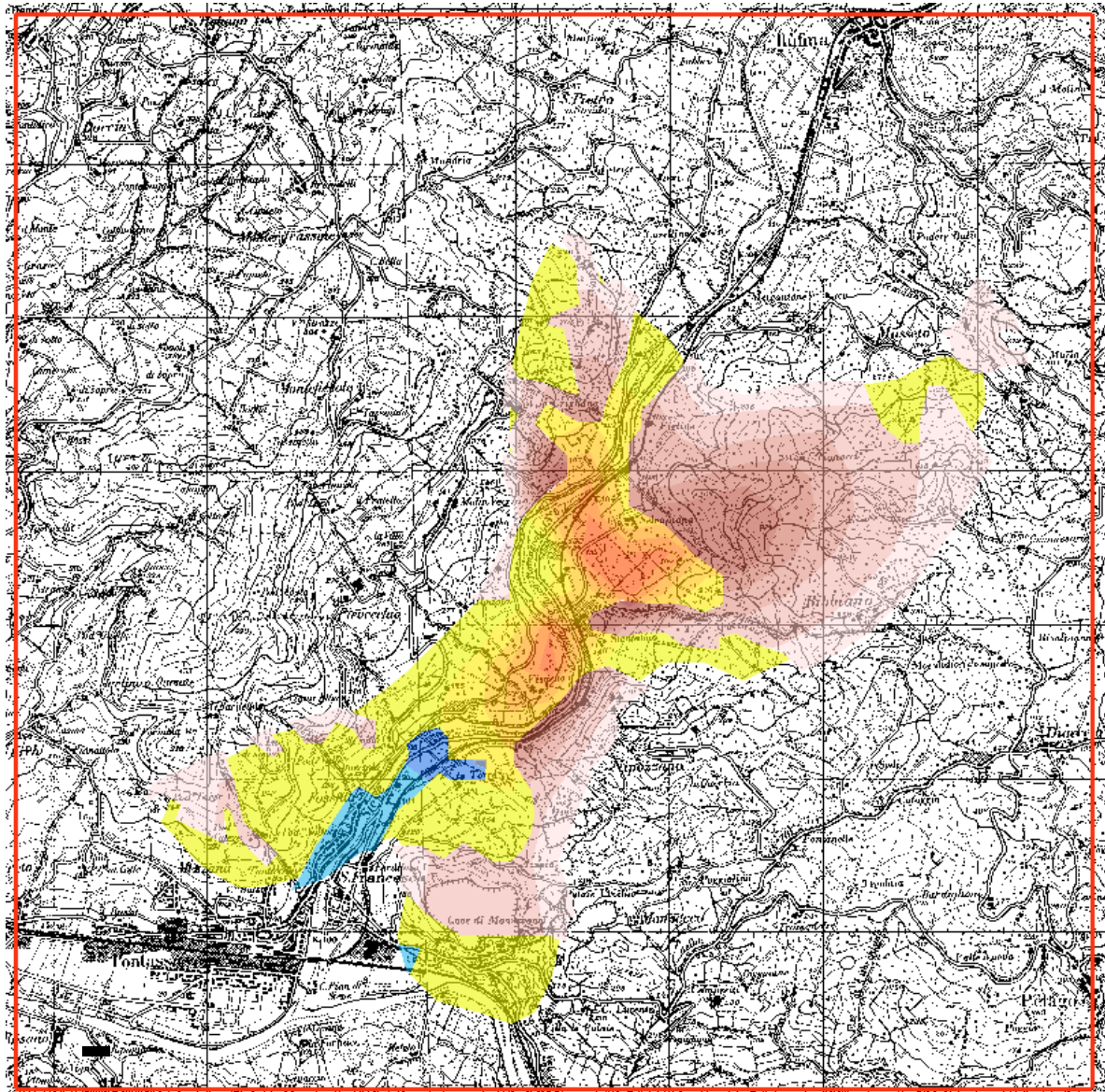
**Valori massimi di concentrazione di inquinanti nel suolo
nello stato attuale e progettuale per T=30 anni**

Le concentrazioni massime riportate in tabella non sono in realtà quelle che effettivamente si riscontrano analizzando le tipologie di suolo circostanti l'impianto. In particolare per quanto riguarda le concentrazioni in terreno urbano e non agricolo, la relativa lontananza di tali suoli dall'impianto implica un abbattimento di tali concentrazioni. Questa considerazione influisce sulla scelta del valore massimo di concentrazione dell'inquinante nel suolo da confrontare con i valori della normativa.

Nelle figure che seguono viene invece riportata, sempre a livello previsionale, la distribuzione areale, all'interno della zona considerata sensibile (quindi sottoposta a maggiori carichi di ricadute al suolo), delle concentrazioni di specie inquinanti medie nel suolo, così come sono ricavate sulla base della distinzione del territorio considerato secondo le tre macrocategorie di uso del suolo. Le aree considerate sono state quella relativa ad una zona quadrata di lato 7 km e una più di dettaglio di lato 2 km.

Nelle figure riassuntive di analisi dei risultati che seguono, sono riportate le diverse estensioni areali di valutazione degli impatti e le due condizioni temperali di valutazione:

- stato attuale;
- stato futuro di progetto.



0 262.5 525 1,050 1,575 2,100 Meters

Concentrazione diossina - areale 7x7 - situazione attuale

Urbano [femtag/Kg]

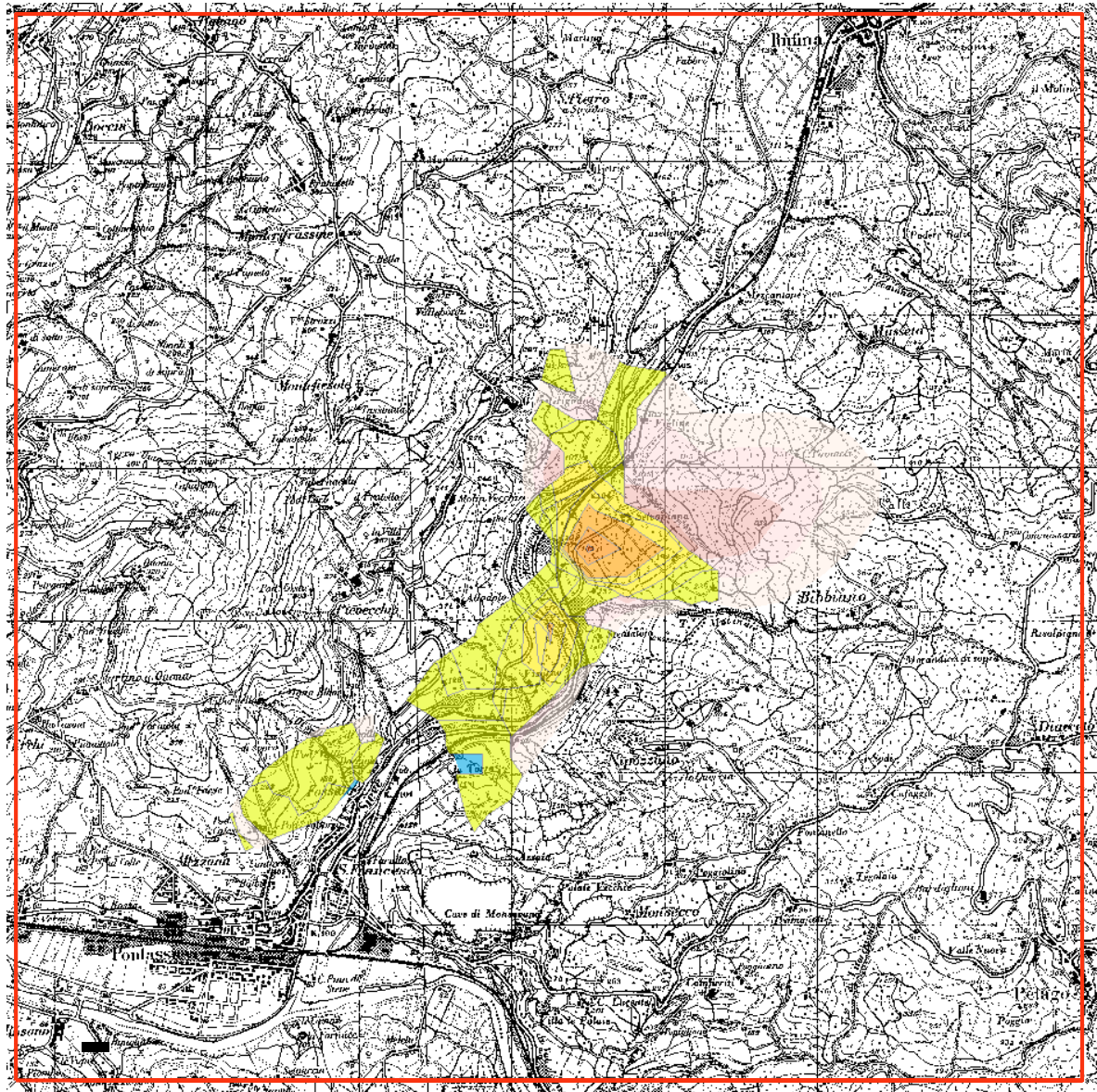
- Cs = 600
- Cs = 1000
- Cs = 1400

Non agricolo [femtag/Kg]

- Cs = 300
- Cs = 400
- Cs = 600
- Cs = 800
- Cs = 1000
- Cs = 1400

Agricolo [femtag/Kg]

- Cs = 100
- Cs = 200
- Cs = 300
- Cs = 400
- Cs = 500
- Cs = 600
- Cs = 700



0 270 540 1 080 1 620 2 160 Meters

Concentrazione diossina - areale 7x7 - situazione futura

Urbano [femtag/Kg]

 Cs = 600

Non agricolo [femtag/Kg]

 Cs = 200

 Cs = 300

 Cs = 400

 Cs = 600

Agricolo [femtag/Kg]

 Cs = 60

 Cs = 100

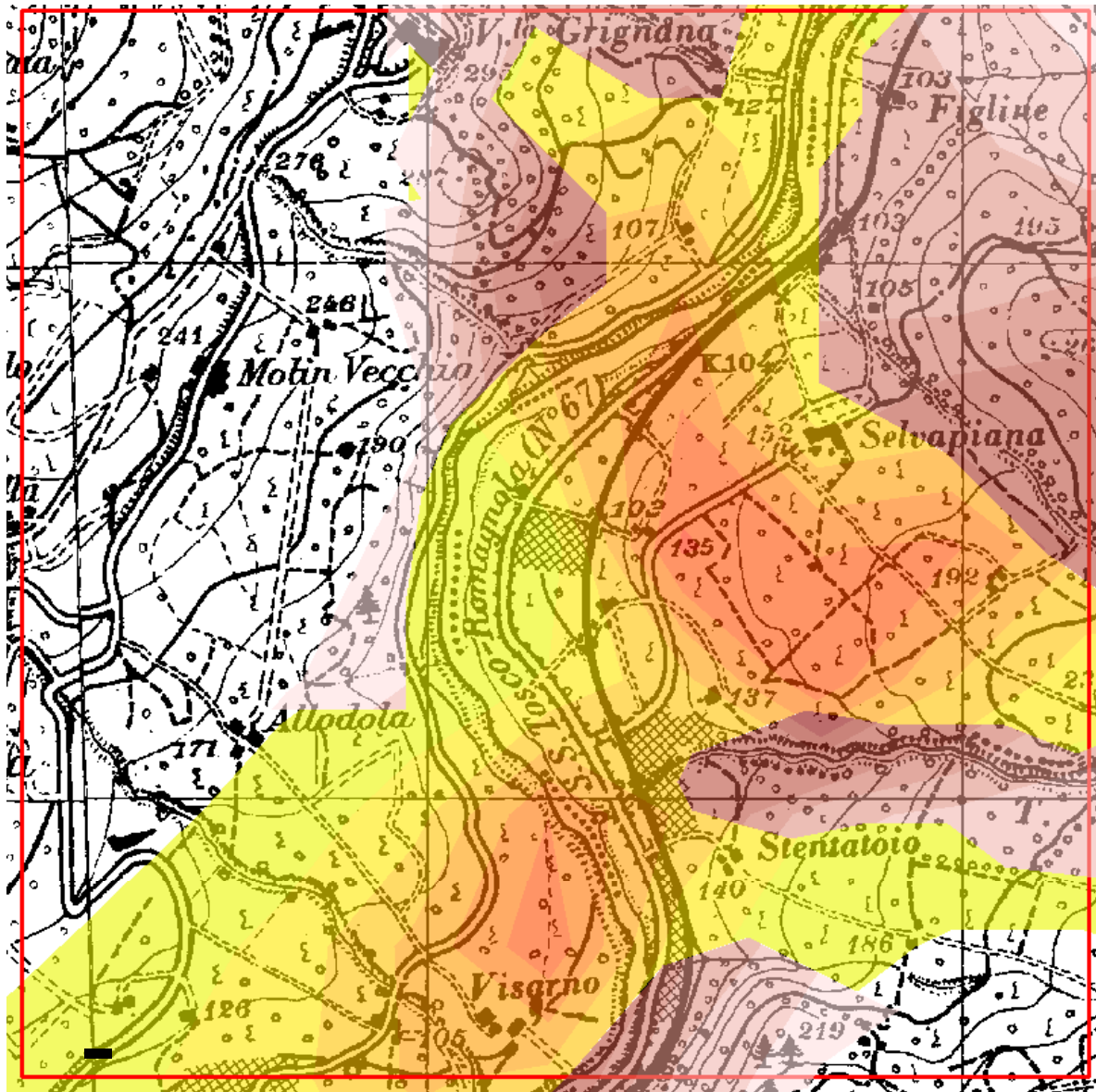
 Cs = 140

 Cs = 180

 Cs = 220

 Cs = 380

 Cs = 540



Concentrazione diossina - areale 2x2 - situazione attuale

Urbano [femtag/Kg]

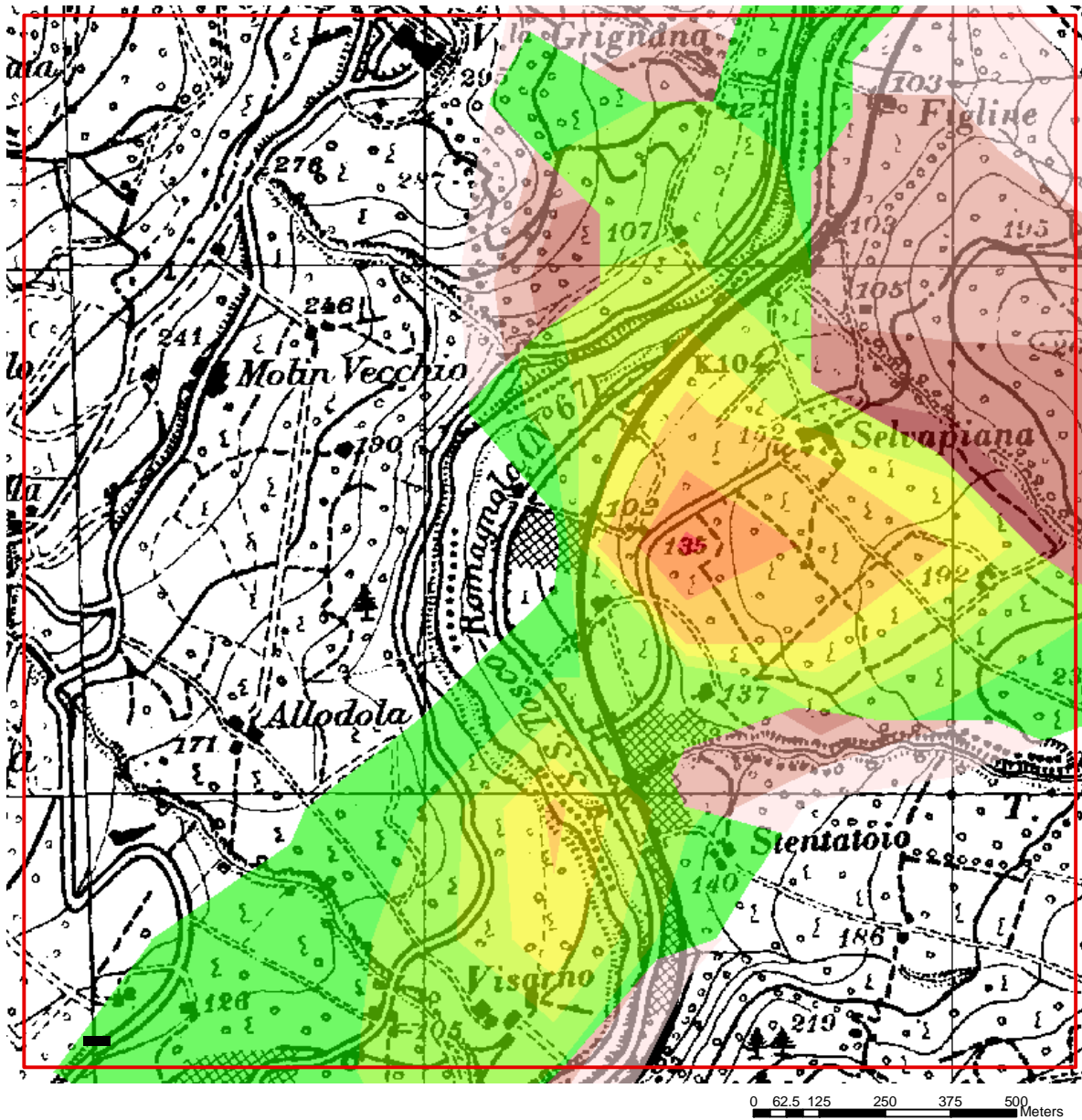
- Cs = 600
- Cs = 1000
- Cs = 1400

Non agricolo [femtag/Kg]

- Cs = 300
- Cs = 400
- Cs = 600
- Cs = 800
- Cs = 1000
- Cs = 1400

Agricolo [femtag/Kg]

- Cs = 100
- Cs = 200
- Cs = 300
- Cs = 400
- Cs = 500
- Cs = 600
- Cs = 700







Concentrazione diossina - areale 2x2 - situazione futura








Urbano [femtag/Kg]

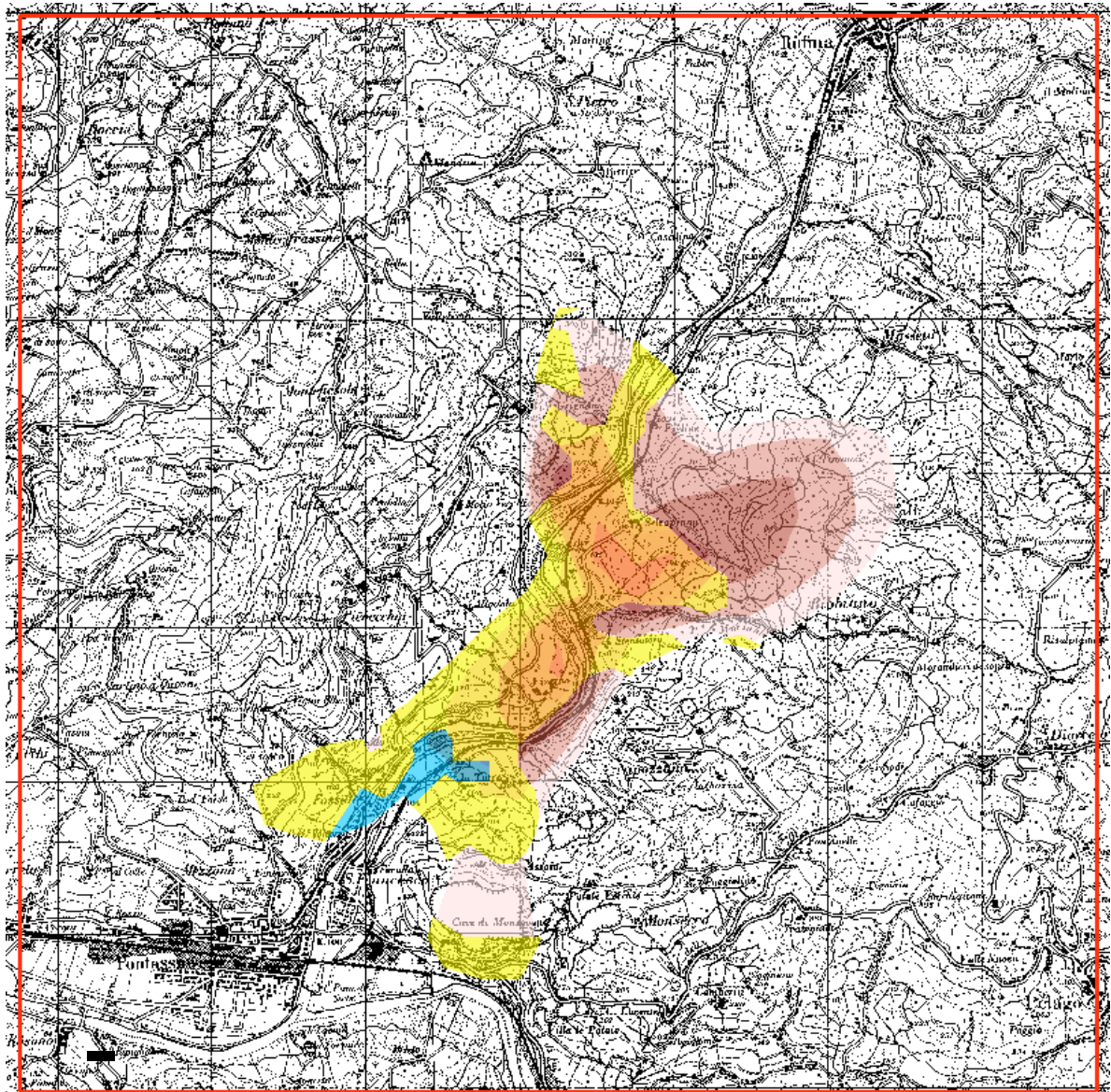
 Cs =600

Non agricolo [femtag/Kg]

 Cs = 200
 Cs = 300
 Cs = 400
 Cs = 600

Agricolo [femtag/Kg]

 Cs = 540
 Cs = 380
 Cs = 220
 Cs = 180
 Cs = 140
 Cs = 100
 Cs = 60



0 260 520 1,040 1,560 2,080 Meters

Concentrazione Hg, Cd e Pb - areale 7x7 - situazione attuale

Urbano [pg/Kg]

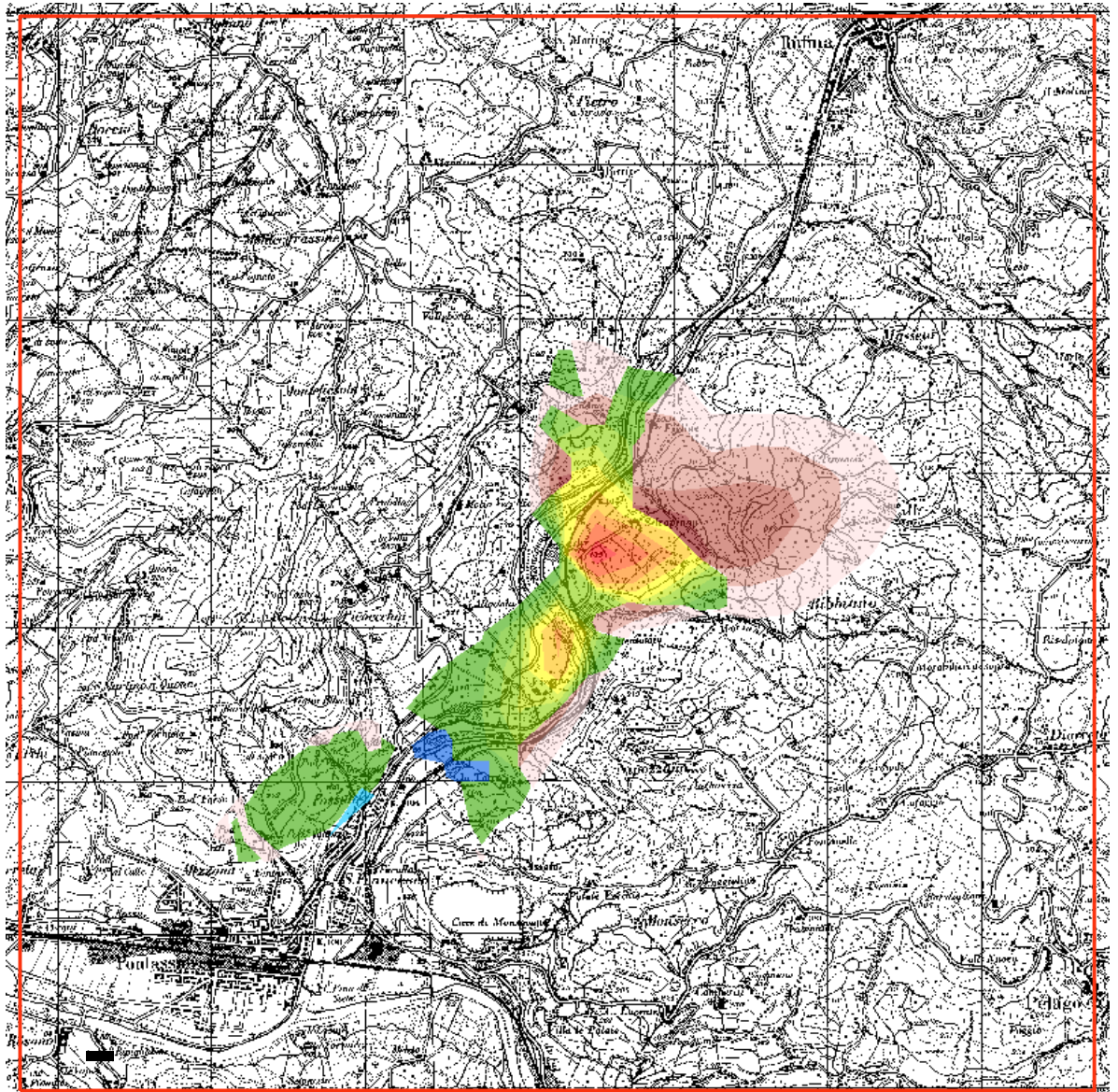
- Cs = 600000
- Cs = 800000
- Cs = 100000

Non agricolo [pg/Kg]

- Cs = 300000
- Cs = 400000
- Cs = 600000
- Cs = 1100000

Agricolo [pg/Kg]

- Cs = 60000
- Cs = 100000
- Cs = 160000
- Cs = 280000
- Cs = 420000
- Cs = 440000



0 260 520 1,040 1,560 2,080 Meters

Concentrazione Hg, Cd e Pb - areale 7x7 - situazione futura

Urbano [pg/Kg]

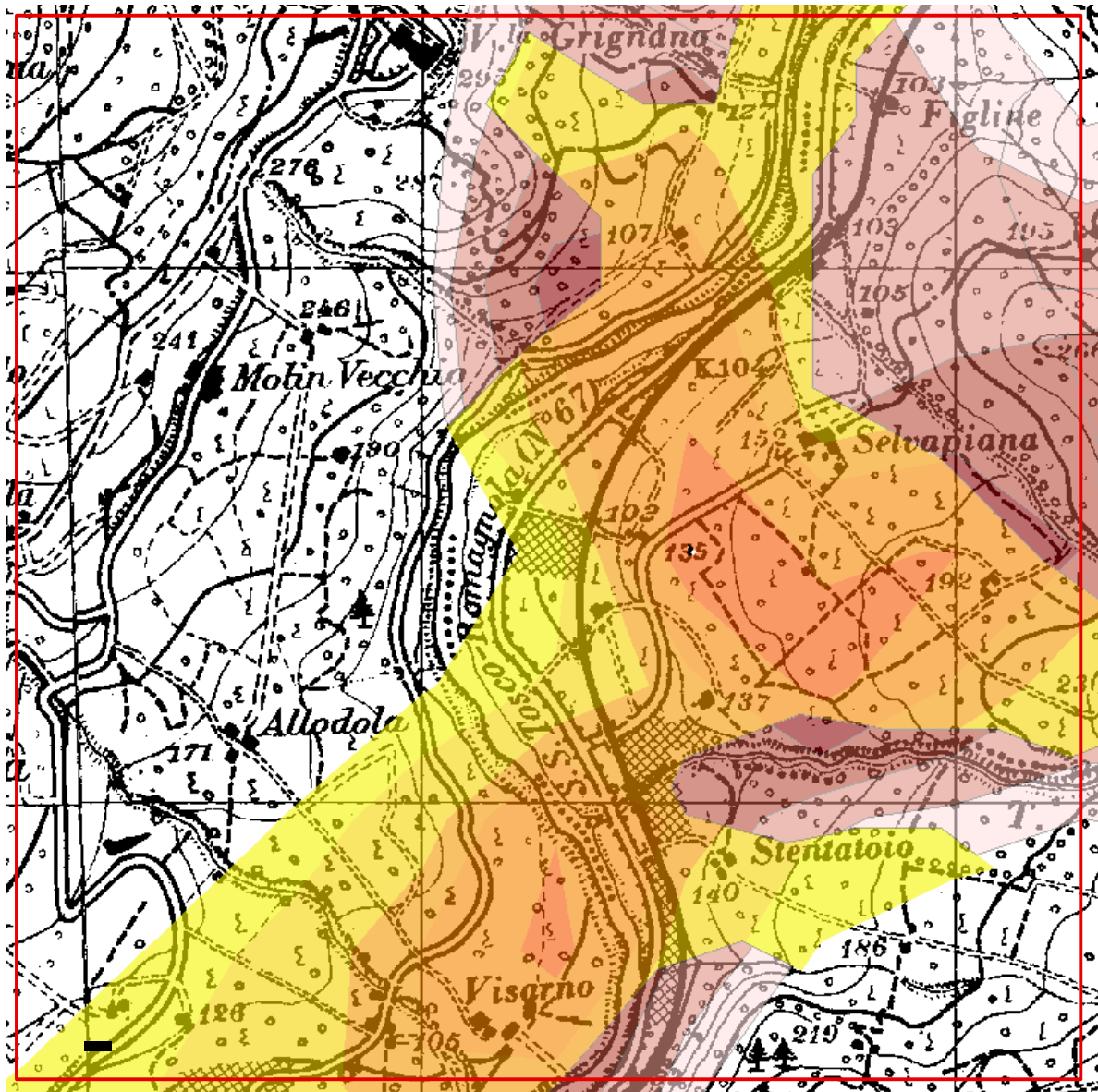
- Cs = 200000
- Cs = 300000

Non agricolo [pg/Kg]

- Cs = 100000
- Cs = 150000
- Cs = 200000
- Cs = 250000

Agricolo [pg/Kg]

- Cs = 30000
- Cs = 40000
- Cs = 50000
- Cs = 60000
- Cs = 70000
- Cs = 90000
- Cs = 110000
- Cs = 150000
- Cs = 230000



Concentrazione Hg, Cd e Pb - areale 2x2 - situazione attuale

Urbano [pg/Kg]

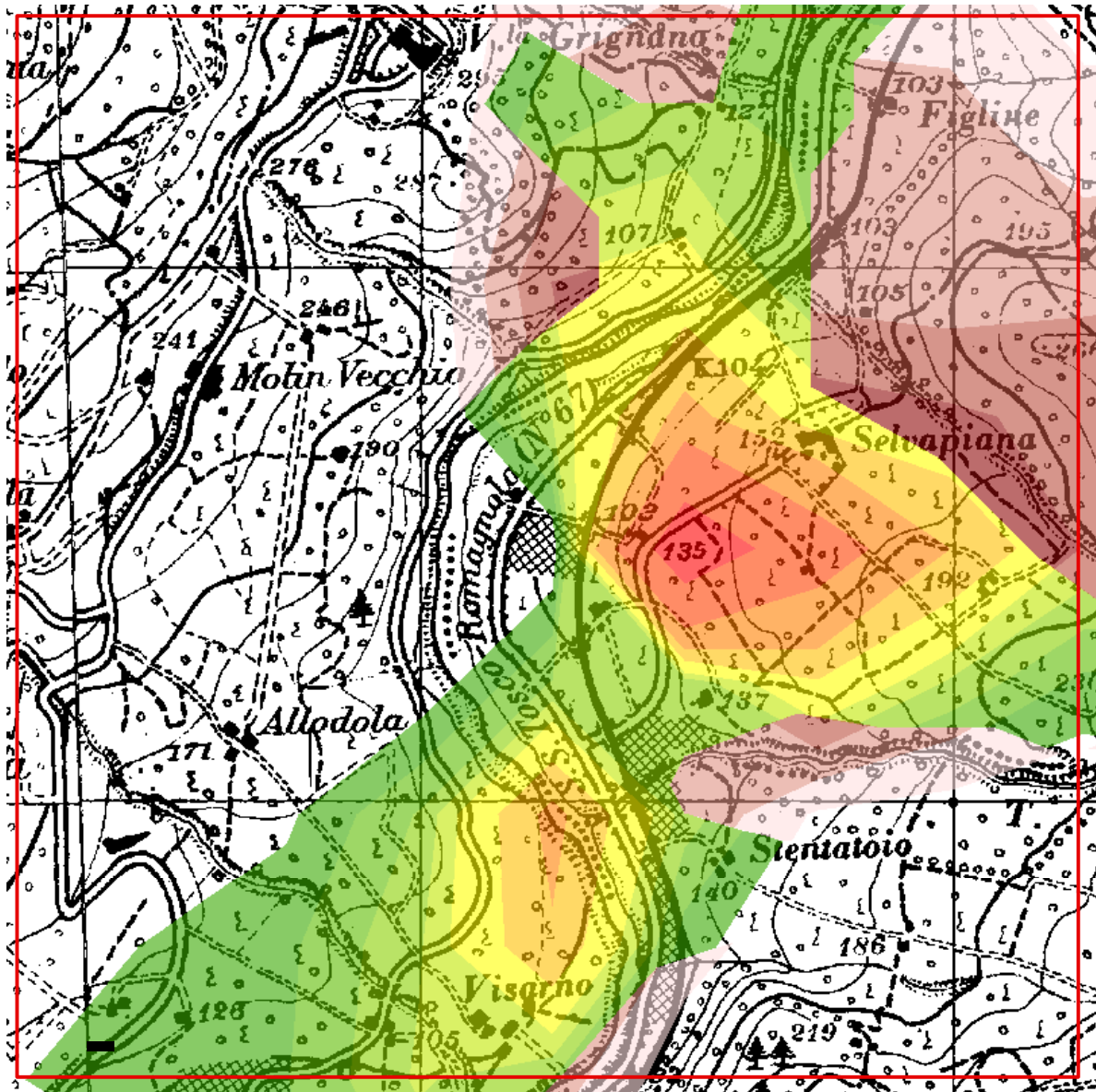
- Cs = 600000
- Cs = 800000
- Cs = 100000

Non agricolo [pg/Kg]

- Cs = 300000
- Cs = 400000
- Cs = 600000
- Cs = 1100000

Agricolo [pg/Kg]

- Cs = 60000
- Cs = 100000
- Cs = 160000
- Cs = 280000
- Cs = 420000
- Cs = 440000



Concentrazione Hg, Cd e Pb - areale 2x2 - situazione futura

Urbano [pg/Kg]

- Cs = 200000
- Cs = 300000

Non agricolo [pg/Kg]

- Cs = 100000
- Cs = 150000
- Cs = 200000
- Cs = 250000

Agricolo [pg/Kg]

- Cs = 30000
- Cs = 40000
- Cs = 50000
- Cs = 60000
- Cs = 70000
- Cs = 90000
- Cs = 110000
- Cs = 150000
- Cs = 230000

Complessivamente i risultati riportati mostrano una condizione di riduzione dello stato di carico ambientale nella condizione futura, anche in presenza di un potenziamento della capacità di trattamento dell'impianto.

Per i microinquinanti (sia organici che inorganici) scelti come traccianti si osserva una riduzione dei carichi medi al suolo. Tale fattore è da riferirsi alla notevole miglioria che l'impianto introduce in termini di rimozione e controllo delle emissioni al camino, in ragione dell'adesione ad un regime normativo di riferimento (e quindi di condizioni limite ammissibili) più restrittivo, proprio per i microinquinanti.

Ovviamente tale effetto è da anche da considerarsi come dovuto al fatto che, stante il criterio di cautela, con cui sono state eseguite le analisi di potenziale impatto ambientale, si è considerato sia nello stato attuale che nello stato futuro di progetto, un funzionamento dell'impianto al massimo regime ammissibile di emissioni, così quindi come prescritto a termine di autorizzazione.

I valori stimati di carico ambientale nel suolo, sono stati inoltre comparati con i valori limite di concentrazione nei suoli, rispetto alla normativa vigente in materia di suoli contaminati (DM 471/99). Bisogna notare che avendo a disposizione solo i dati relativi alla somma degli inquinanti Cadmio, Mercurio e Piombo il confronto con la somma dei valori massimi di contaminazione prescritti dalla norma è puramente descrittivo e non può avere nessuna valenza significativa. La comparazione con i valori normati è stata inoltre effettuata nel caso peggiore, quindi valore massimo di concentrazione considerando i valori che si riscontrano per tipologia di suolo affiorante nell'intorno dell'impianto.

Per quanto riguarda i limiti di legge della diossina il valore si riferisce alla tossicità equivalente (T.E.) così come stabilito dal DM 471/99, e quindi la comparazione di tabella seguente è in assoluta coerenza dimensionale, trattandosi, anche per le ricadute al suolo di quantitativi ponderali rispetto alla tossicità equivalenti emesse al camino.

| Inquinante | Valore massimo stato attuale | Valore massimo stato di progetto | Valore massimo di contaminazione (DM 471/99) |
|---------------------------|------------------------------|----------------------------------|--|
| Diossine (mg/kg) | 1.4E-06 | 0.6E-06 | 1E-05 |
| Cd/Hg e Pb (mg/kg) | 1.1E-10 | 0.3E-10 | 103 |

Confronto fra le concentrazioni riscontrate e i limiti di legge (DM 471/99)

Come si può chiaramente notare i valori ricavati dal modello rientrano ampiamente nei limiti di legge per l'intera vita dell'impianto stimata in 30 anni, sia nello stato di gestione attuale che nello stato di gestione futura, così come definita dallo stato di progetto. Tale condizione particolarmente marcata nel caso dei metalli pesanti è mantenuta anche per le diossine, pur in presenza di limiti di coerenza ambientali molto bassi che tengono conto della elevata capacità ad accumularsi di questi composti, con un ordine di grandezza di margine di tolleranza.

Inoltre è nuovamente possibile osservare come lo stato di progetto introduca, grazie alle minore ricadute al suolo di inquinanti determinato dal ridursi del livello ammissibile di concentrazione di inquinanti complessive al camino, una condizione di carico ambientale sui suoli inferiore.

3.5.8 Valutazione sintetica della componente ambientale

Da ciò che è stato analizzato nei paragrafi precedenti emerge la seguente valutazione sintetica degli impatti:


| Componente ambientale | morfologia e geomorfologia | idrogeologia | geologia e geotecnica | pericolosità geomorfologica | pericolosità idraulica | geochimica | pedologia | uso del suolo |
|--|----------------------------|--------------|-----------------------|-----------------------------|------------------------|------------|-----------|---------------|
| alimentazione rifiuti all'impianto | | | | | | | | |
| emissioni di macroinquinanti | | | | | | | | |
| emissioni di microinquinanti | | | | | | | N | |
| emissioni olfattive | | | | | | | | |
| emissioni "gas serra" | | | | | | | | |
| trasporto e smaltimento sovralli solidi | | | | | | | | |
| trasporto e smaltimento sovralli liquidi | | | | | | | | |
| emissioni sonore | | | | | | | | |
| utilizzo di reagenti | | | | | | | | |
| produzione e consumo di energia | | | | | | | | |
| consumi idrici | | | | | | | | |
| introduzione di nuovi ingombri fisici e/o nuovi elementi | | | N | | N | | | N |
| interventi di messa in sicurezza idraulica | | | | | P | | | |
| rischio di incidenti (incendio, esplosione, ecc.) | | | | | | | | |
| messa a verde | | | | | | | | |
| P IMPATTO POSITIVO N IMPATTO NEGATIVO | | | | | | | | |

| Componente ambientale | morfologia e geomorfologia | idrogeologia | geologia e geotecnica | pericolosità geomorfologica | pericolosità idraulica | geochimica | pedologia | uso del suolo |
|------------------------------------|----------------------------|--------------|-----------------------|-----------------------------|------------------------|------------|-----------|---------------|
| alimentazione rifiuti all'impianto | | | | | | | | |
| emissioni di macroinquinanti | | | | | | | | |
| emissioni di microinquinanti | | | | | | | NS | |
| emissioni olfattive | | | | | | | | |
| emissioni "gas serra" | | | | | | | | |
| trasporto e smaltimento sovralli | | | | | | | | |

| | | | | | | | | |
|---|--|----|----|--|---|--|--|----|
| solidi | | | | | | | | |
| trasporto e smaltimento sovralli liquidi | | | | | | | | |
| emissioni sonore | | | | | | | | |
| utilizzo di reagenti | | | | | | | | |
| produzione e consumo di energia | | | | | | | | |
| consumi idrici | | | | | | | | |
| introduzione di nuovi ingombri fisici e/o nuovi elementi | | NS | NS | | | | | NS |
| interventi di messa in sicurezza idraulica | | | | | S | | | |
| rischio di incidenti (incendio, esplosione, ecc.) | | | | | | | | |
| messa a verde | | | | | | | | |
| S IMPATTO SIGNIFICATIVO NS IMPATTO NON SIGNIFICATIVO | | | | | | | | |

| Componente ambientale | morfologia e geomorfologia | idrogeologia | geologia e geotecnica | pericolosità geomorfologica | pericolosità idraulica | geochimica | pedologia | uso del suolo |
|--|----------------------------|--------------|-----------------------|-----------------------------|------------------------|------------|-----------|---------------|
| alimentazione rifiuti all'impianto | | | | | | | | |
| emissioni di macroinquinanti | | | | | | | | |
| emissioni di microinquinanti | | | | | | | | |
| emissioni olfattive | | | | | | | | |
| emissioni "gas serra" | | | | | | | | |
| trasporto e smaltimento sovralli solidi | | | | | | | | |
| trasporto e smaltimento sovralli liquidi | | | | | | | | |
| emissioni sonore | | | | | | | | |
| utilizzo di reagenti | | | | | | | | |
| produzione e consumo di energia | | | | | | | | |
| consumi idrici | | | | | | | | |
| introduzione di nuovi ingombri fisici e/o nuovi elementi | | | | | | | | |
| interventi di messa in sicurezza idraulica | | | | | R/RL | | | |
| rischio di incidenti (incendio, esplosione, ecc.) | | | | | | | | |
| messa a verde | | | | | | | | |
| R/RL RILEVANTE REVERSIBILE A LUNGO TERMINE | | | | | | | | |

Gli impatti sulla qualità del suolo riguardano prevalentemente le emissioni di microinquinanti del termovalorizzatore a regime. Come già descritto precedentemente il carico ambientale della fase

| | | |
|---|--|--|
|  Ambiente Energia Risorse S.p.A. | Capitolo 3 – Analisi degli Impatti in fase di esercizio STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE <i>Impianto di termovalorizzazione "I Cipressi"</i> | cod. doc. SIA-03-05 rev. 04 data 31/08/2005 Pag. 34 di 34 |
|---|--|--|

progettuale è minore rispetto alla condizione attuale in tutte le situazioni. Dal punto di vista dell'uso del suolo l'impatto potenziale riguarda l'occupazione delle aree interessate dall'ampliamento previsto con conseguente perdita di unità di suolo. Tale impatto è considerato non significativo a causa della relativa superficie interessata dal progetto.

La presenza di un'infrastruttura, in particolare se si tratta di sbarramenti o di opere in rilevato, può interferire con le aree inondabili comportando la modificazione della dinamica idraulica dei corsi d'acqua in occasione di eventi di piena. Una nuova infrastruttura che va ad interferire con le aree inondabili costituisce infatti una barriera all'espansione delle acque, determinando una riduzione delle stesse aree inondabili nel settore in cui è presente l'opera ed un aumento del livello idrico e delle aree inondabili nel settore opposto. Tuttavia abbiamo ritenuto tale possibilità non significativa a causa dell'esigua superficie occupata dall'ampliamento in progetto.

Analogamente nuovi elementi d'ingombro possono interferire con gli equilibri geodinamici esistenti, ma in considerazione dell'esiguità degli interventi previsti riteniamo anche tale impatto non significativo.