



Corso Luigi Einaudi, 55 - Torino

Appunti universitari

Tesi di laurea

Cartoleria e cancelleria

Stampa file e fotocopie

Print on demand

Rilegature

NUMERO : 45

DATA : 24/03/2011

A P P U N T I

STUDENTE : Treves

**MATERIA : Dinamica degli Inquinanti
Teoria + Esercizi**

Il presente lavoro nasce dall'impegno dell'autore ed è distribuito in accordo con il Centro Appunti.

Tutti i diritti sono riservati. È vietata qualsiasi riproduzione, copia totale o parziale, dei contenuti inseriti nel presente volume, ivi inclusa la memorizzazione, rielaborazione, diffusione o distribuzione dei contenuti stessi mediante qualunque supporto magnetico o cartaceo, piattaforma tecnologica o rete telematica, senza previa autorizzazione scritta dell'autore.

**ATTENZIONE: QUESTI APPUNTI SONO FATTI DA STUDENTIE NON SONO STATI VISIONATI DAL DOCENTE.
IL NOME DEL PROFESSORE, SERVE SOLO PER IDENTIFICARE IL CORSO.**

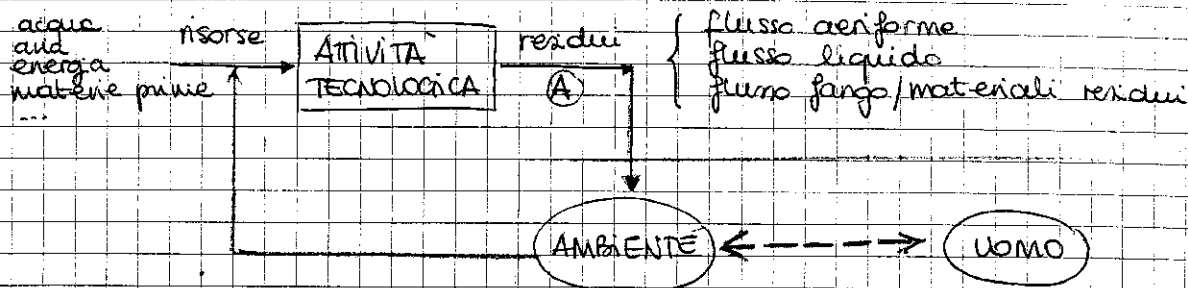
DINAMICA DEGLI INQUINANTI

Prof. GENON

DINAMICA DEGLI INQUINANTI

22.02.2010

Se consideriamo un'attività tecnologica:



→ si riferiscono all'ambiente in senso stretto, cioè ciò che noi preleviamo e ciò che noi immettiamo nell'ambiente.

RACCORDO con i RESIDUI: residui che vengono immessi nell'ambiente

RACCORDO con le RISORSE: risorse che vengono prelevate dall'ambiente

INTERAZIONE UOMO-AMBIENTE

argomento del corso, ovvero le conseguenze della macchina tecnologica sull'ambiente

↳ l'obiettivo è definire la compatibilità = fare in modo che le attività tecnologiche non abbiano risvolti inaccettabili verso il ricettore in senso lato (= l'ambiente)

APPROCCIO ALLA COMPATIBILITÀ

1) Approccio standard ambientale: livello di qualità che si ritiene

auspicabile, desiderabile per un singolo comparto ambientale; è il livello che si deve realizzare in un contesto singolo affinché sia ritenuto accettabile.

es: qualità dell'aria.

Uno strumento verifica qual è l'interazione tra un certo residuo (A) con lo standard ambientale (S): questo vuol dire cercare un'interazione tra il flusso in uscita (inquinante) e lo standard ambientale che lo renderebbe accettabile e che deve essere rispettato. È una relazione biunivoca tra due grandezze: $\phi \leftrightarrow S$

Questo approccio è monocompartimentale ovvero considera un solo comparto alla volta; è un tipo di approccio semplice e consolidato, ha però il limite della credibilità dello standard ambientale.

L'informazione che abbiamo acquisito è il rapporto esistente tra il flusso e l'attività tecnologica. Questo vuol dire quantificare numericamente il flusso, ovvero capire qual è il consumo di risorse dell'attività e qual è l'immissione di residui nell'ambiente.

Parliamo di 2 diversi fattori emissivi $\left\{ \begin{array}{l} \text{in aria} \\ \text{in acqua} \end{array} \right.$

I flussi inquinanti vengono solitamente convogliati dall'aria all'acqua e poi nell'ambiente.

FATTORE EMISSIVO - numero che correla la quantità in emissione con la caratteristica intrinseca della sorgente emittente.

↳ conoscere un fattore emissivo significa poter determinare un flusso.

FATTORI EMISSIVI di SCARICHI IDRICI

acque $\left\{ \begin{array}{l} \text{civili} \\ \text{tecnologica} \\ \text{di divertimento} \end{array} \right.$

② Quanto inquinante introduco nell'ambiente tramite le 3 diverse tipologie di acque?

ACQUE CIVILI

Le informazioni che abbiamo sulle acque civili sono esaurienti, sufficienti a descrivere un fenomeno di impatto.

UNITÀ di RIFERIMENTO = abitante

$\frac{l/d}{ab}$ → quantità di acqua al giorno utilizzata e riversata per abitante in fognatura.

In questo modo posso stimare il flusso di acqua che viene immesso nell'ambiente.

È noto anche la quantità di inquinante che viene immessa nell'ambiente dagli scarichi civili: la quantità viene misurata in concentrazione di

$\frac{gr/d}{ab}$ ovvero grammi al giorno per abitante.

Si parla di fattori emissivi a valle della struttura di depurazione.

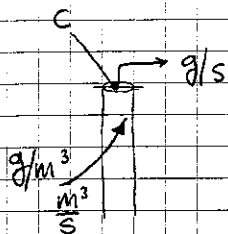
[NB]: nelle acque civili vengono considerate anche quelle attività non propriamente civili, come centri commerciali, ristoranti, scuole... Per queste strutture vengono fatte delle correlazioni dette ABITANTI EQUIVALENTI.

26.02.2010

EMISSIONI IN ATMOSFERA

EMISSIONE = portata in massa di un contaminante, cioè una massa che viene rilasciata all'interno di un corpo riceettore
 ↳ massa per unità di tempo

CONCENTRAZIONE = massa per unità di volume



Canino da cui fuoriesce un'emissione si misura la concentrazione alla bocca del canino; poi tramite altre variabili si risale all'emissione.

La concentrazione alla bocca del canino è diversa da quella all'interno.

Inventario delle emissioni (vedi foglio p.1) = raccolta sistematica e coerente di dati relativi a sostanze inquinanti emesse in atmosfera, sia di origine antropica, sia di origine naturale

↳ è sistematica e coerente, cioè redatta con procedure:

- verificabili
- standard
- aggiornabili

Un buon inventario delle emissioni deve essere:

- 1 - completo
- 2 - consistente
- 3 - trasparente

1) è completo quando si raccolgono tutti i dati di un certo territorio (es. regione) e attività che hanno generato l'emissione

2) è consistente quando utilizza le stesse definizioni e le stesse tipologie di procedure di un altro inventario; è quindi confrontabile.

3) è trasparente quando riusciamo a risalire alle fonti dei dati e quando riporta il grado di incertezza di ciascun dato.

1985: viene proposto per la prima volta un inventario delle Emissioni in seguito alla realizzazione di un progetto della Comunità Europea.

Qual è la finalità dell'inventario?

- Avere sotto controllo le emissioni di una certa area e avere dei dati da inserire in modelli previsionali della qualità dell'aria.
- Capire quali sono le attività responsabili nell'emettere un certo contaminante in atmosfera (↳ tanto + un'attività è presente, tanto + è importante).

All'interno di un inventario delle emissioni Troviamo 3 tipi di sorgenti:

- 1) PUNTUALE - sorgente particolarmente rilevante → misura diretta
es: grande industria
- 2) AREALE - sorgente diffusa su un'area vasta
es: città di Torino per quello che riguarda la contaminazione da riscaldamento domestico o per quello che riguarda le emissioni dovute al traffico veicolare
- 3) LINEARE
es: autostrade in mezzo alle campagne

ESERCITAZIONE 1 Esercizio 1

Si valutino le emissioni annue di SO_2 , NO_x e CO da una caldaia industriale con le seguenti caratteristiche:

- sviluppa una potenza $W = 18.000 \text{ MJ/h}$
- il combustibile utilizzato è gasolio
- il tenore di zolfo $S = 0,3\%$
- PCI = $42,6 \text{ MJ/kg}$

$$1 \text{ Watt} = 1 \text{ J/s}$$

$$\frac{18.000 \cdot 10^6}{3600} = 5 \cdot 10^6 \text{ W} = 5 \text{ MW} \quad \text{energia sviluppata dalla caldaia}$$

$$W = \dot{m} \cdot \text{PCI} \quad \dot{m} = \text{portata in massa}$$

NB: moltiplicando una massa per un potere calorifico → energia
moltiplicando una portata in massa per un PCI → potenza

$$\frac{W}{\text{PCI}} = \dot{m} = A$$

$$\frac{18.000 \text{ MJ/h}}{42,6 \text{ MJ/kg}} = \frac{18.000 \text{ h}}{42,6 \text{ kg}} \cdot 24 \cdot 3600 = 3,7 \cdot 10^6 \text{ kg/y} = A$$

$$E = FE \cdot A \Rightarrow SO_2: FE = 20 \cdot S = 20 \cdot 0,3 = 6 \frac{\text{g } SO_2}{\text{kg combustibile}} \quad \text{(da tabella)}$$

$$SO_2 = 6 \frac{\text{g } SO_2}{\text{kg}} \cdot 3,7 \cdot 10^6 \frac{\text{kg}}{\text{y}}$$

Esercizio (3):

Si consideri un impianto di incenerimento di RSU con le seguenti caratteristiche:

- potenzialità di smaltimento rifiuti $400 \text{ t/d} = Q_{\text{rifiuti}}$
- fumi (produzione specifica) = $6 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ rifiuto bruciato
- diossine in emissione: limite di concentrazione = $0,1 \text{ ng} \cdot \text{Nm}^3$
- fattore di utilizzo annuo dell'inceneritore: $99\% = f_u$

Calcolare l'emissione massima annua di diossine (g/y)?

FE diossine? Concentrazione massima di diossine alla temperatura dei fumi di 140°C ?

- Concentrazione massima di diossine per volume di fumi annuo dipende come risultato la massima emissione annua

E_a = emissione massima annua

$$E_a = C_{\text{max}} \cdot Q_{\text{fumi}} \cdot Q_{\text{rifiuti}} \cdot t \cdot f_u$$

$$E_a = 0,1 \frac{\text{ng}}{\text{Nm}^3} \cdot 10^{-9} \frac{\text{g}}{\text{ng}} \cdot 6 \frac{\text{Nm}^3}{\text{kg}} \cdot 400 \frac{\text{t}}{\text{d}} \cdot 1000 \frac{\text{kg}}{\text{t}} \cdot 365 \frac{\text{d}}{\text{y}} \cdot 0,99 = 0,079 \frac{\text{g}}{\text{y}}$$

fattore di conversione $\frac{\text{ng}}{\text{g}}$
fattore di conversione $\frac{\text{kg}}{\text{t}}$

- $FE_{\text{diossine}} = \frac{\text{g diossine emesse}}{\text{kg comb. bruciato}}$

$$FE = \frac{0,079 \text{ g/y}}{400 \left(\frac{\text{t}}{\text{d}}\right) \cdot 365 \left(\frac{\text{d}}{\text{y}}\right) \cdot 1000 \frac{\text{kg}}{\text{t}}} = 6 \cdot 10^{-10} \text{ g/kg}$$

indice di attività = potenzialità di inceneritore, f_u giorni all'anno
fattore di conversione

- condizioni normali: $\left. \begin{array}{l} 0^\circ\text{C} \\ 1 \text{ atm} \end{array} \right\} \text{(c.n.)}$

$pV = nRT$ da cui $n = \frac{pV}{RT}$

il numero di moli non cambia

quindi $n(\text{c.n.}) = n(140^\circ)$ e

$$\frac{pV}{RT} (\text{c.n.}) = \frac{pV}{RT} (140^\circ) \Rightarrow \frac{V_N}{T_N} = \frac{V_{(140)}}{T_{(140)}}$$

$$\frac{(M/V)_N}{T_N} = \frac{(M/V)_{(140)}}{T_{(140)}}$$

Sfruttiamo la relazione di prima:

$$\frac{V_N}{T_N} = \frac{V_{120}}{T_{120}}$$

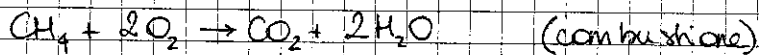
ma con le portate volumetriche (volume/tempo):

$$Q_N = 35 \cdot 10^9 \frac{\text{m}^3}{\text{y}} \cdot \frac{273}{273+120} = 5,2 \cdot 10^9 \text{ Nm}^3/\text{y}$$

$$\bullet C_{\text{NO}_2} (\text{c.N.}) = \frac{0,74 \cdot 10^9 \text{ g/y}}{5,2 \cdot 10^9 \text{ Nm}^3/\text{y}} = 0,142 \text{ g/Nm}^3$$

01.03.2010

• Ricaviamo il fattore di emissione del METANO:



16g di metano danno luogo a 44g di anidride carbonica

Il fattore di emissione che stiamo cercando è del tipo

$$\text{kg CO}_2 / \text{m}^3 \text{ CH}_4$$

1000 l

$$pV = nRT$$

$$p = 1 \text{ atm}$$

$$T = 298 \text{ K}$$

$$V = 1000 \text{ l}$$

$$n = 40,87$$

$$\left[r = \frac{pV}{RT} = \frac{1 \cdot 1000}{0,082 \cdot 298} = 40,87 \right]$$

40,87 moli di metano generano 40,87 moli di anidride carbonica

Allora troviamo il fattore di emissione pari a 1,798 kgCO₂/m³CH₄

[In realtà in tabella è riportato il valore 1,864 kgCO₂/m³CH₄ forse perché è stato calcolato in condizioni diverse da quelle standard]

• Ricorriamo anche il fattore di emissione sempre del METANO

espresso in kgCO₂/kWh

$$2200 \text{ kcal/kWh}$$

$$1 \text{ m}^3 \text{ di metano} \rightarrow 8600 \text{ kcal (PCI)} \rightarrow 3,90 \text{ kWh/m}^3 \text{ CH}_4$$

$$FE_{\text{CH}_4} = \frac{1,798 \text{ kgCO}_2/\text{m}^3 \text{ CH}_4}{3,90 \text{ kWh/m}^3 \text{ CH}_4} = 0,46 \text{ kgCO}_2/\text{kWh} \quad [0,456 \text{ kgCO}_2/\text{kWh} \text{ da tabella}]$$

- reazioni che utilizzano combustibile con impurezze
(es: NO_x chimici, SO₂, polveri, microinquinanti)

↳ le polveri però possono essere generate anche dalla combustione incompleta

In realtà i microinquinanti non sono ancora presenti nell'inventario delle emissioni ma si sta pensando ad un modo per inserirli; la grande famiglia dei microinquinanti si divide in:

- microinquinanti organici (PCB, diossine → contengono cloro)
- microinquinanti inorganici (contengono metalli pesanti)

Non sempre i contaminanti più impattanti sono censibili, quindi non compaiono nell'inventario delle emissioni.

* * * *

Esercizio (1) p. 3

CO₂ 100 · 10³ t/y

CH₄ 50 t/y

N₂O 10 t/y

tutte e tre queste sostanze sono responsabili dell'effetto serra

Calcoliamo l'emissione di CO₂ equivalente

La CO₂ è responsabile dell'effetto serra; noi però abbiamo del metano: quanto peso il metano, in termini di CO₂ equivalente, come responsabile dell'effetto serra?

In più la CO₂ contribuisce all'effetto serra come il metano a 21 e N₂O a 310.

$$100 \cdot 10^3 \text{ t/y} + 50 \cdot \textcircled{21} \text{ t/y} + 10 \cdot \textcircled{310} \text{ t/y} = 102150 \text{ t/y}$$

CH₄ N₂O

Esercizio (2): PRECURSORI DELL'OZONO TROPOSFERICO

NO _x	10 t/y	1,22
COV	5 t/y	1
CH ₄	5 t/y	0,014
CO	50 t/y	0,11

↳ peso dei singoli componenti nella formazione dell'ozono troposferico

$$E_{eq}(\text{Precursori O}_3) = 1,22 \cdot 10 + 1 \cdot 5 + 0,014 \cdot 5 + 0,11 \cdot 50 = 22,77 \text{ t/y}$$

$$E(N_2O) = 263 \text{ kg/y}$$

Qual è l'emissione di N_2O del Comune Dovera (CR)?

Attraverso l'inventario delle emissioni della Regione Lombardia conosciamo il valore delle emissioni di N_2O sull'intera provincia di Cremona: attraverso un processo di disaggregazione spaziale arriviamo a conoscere l'emissione di N_2O a Dovera.

Dobbiamo scegliere bene la **VARIABILE SURROGATO (V)**

$$E_i = E_t \cdot \frac{V_i}{V_t}$$

Nel nostro caso la variabile surrogato che scegliamo è la superficie totale di terreni con arature:

- V_t : nell'intera provincia di Cremona
- V_i : nel paese di Dovera

È un dato che possiamo ricavare da foto aeree (in base al colore del terreno, riusciamo a capire se è arato o no)

$$E_t = 263 \text{ t/y}$$

$$V_t = 162897 \text{ ha}$$

$$V_i = 1059 \text{ ha}$$

$$E_i = 263 \text{ kg/y} \cdot \frac{1059 \text{ ha}}{162897 \text{ ha}} = 1,71 \text{ kg/y}$$

Esercizio (2) : DISAGGREGAZIONE TEMPORALE

Sorgente 01.01.01 (centrali termoelettriche in provincia di Mantova)

01 produzione energia e trasformazione combustibili

01 produzione energia elettrica

01 caldaie con potenza termica $\geq 300 \text{ MW}$

$$E_{NOx} = 10130 \text{ t/y}$$

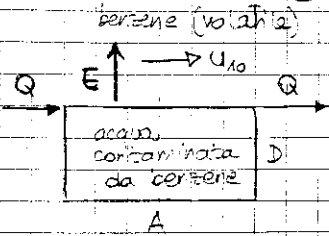
→ calcoliamo subito l'emissione media oraria della centrale:

$$E(h)_{NOx} = \frac{10130}{365 \cdot 24} = 1,16 \text{ t/h} \quad \text{valore medio di 1° periodo}$$

Vogliamo fare una disaggregazione temporale: in realtà il calcolo precedente è già una disaggregazione temporale che non tiene conto dei diversi contributi, ma ipotizzo che ogni ora di ogni giorno apporti lo stesso contributo (coefficienti 1); non è detto che sia il ragionamento corretto.

ESERCITAZIONE 2

05.03.2010



$A = 1500 \text{ m}^2$
 $D = 1,8 \text{ m}$
 $V = 2700 \text{ m}^3$

u_{10} = vento che spira al di sopra del bacino (10 m)

$\tau = 20 \text{ d}$
 $Q = 9,00156 \text{ m}^3/\text{s}$

$C_0 = 10 \text{ g/m}^3$

$T = 25^\circ \text{C}$

$H = 5,5 \cdot 10^{-3} \frac{\text{atm} \cdot \text{m}^3}{\text{mol}}$

$u_{10} = 4,47 \text{ m/s}$

$D_g = 0,088 \text{ cm}^2/\text{s}$

↳ coefficiente di diffusione del benzene in aria.

$D_w = 9,8 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$

↳ coefficiente di diffusione del benzene in acqua.

$D_{wet} = 8,5 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$

↳ coefficiente di diffusione dell'etere dietilico in acqua.

$\mu_g = 1,81 \cdot 10^{-4} \text{ g/cm} \cdot \text{s}$

viscosità dinamica dell'aria.

$\rho_g = 1,2 \cdot 10^{-3} \text{ g/cm}^3$

densità dell'aria.

Vogliamo calcolare il flusso di benzene E .

$$E = k \cdot A \left(C_L - \frac{C_g}{K_{eq}} \right)$$

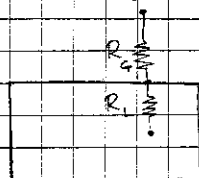
differenza di concentrazione tra fase liquida e fase gassosa (= atmosferica) = FORZA SPINGENTE

↳ generalmente C_g è trascurabile, quindi per calcolare E è sufficiente conoscere:

- k coefficiente di scambio di materia
- A superficie
- C_L concentrazione all'interno del bacino di benzene

Iniziamo a calcolare k : quando una molecola di contaminante si trova nel bacino, per trasferirsi in atmosfera incontra due resistenze:

- una da parte del liquido
- l'altra da parte del gas (= aria)



$k_i \propto \frac{1}{R_i}$ (\propto = proporzionale)

una particella si muove tanto più quanto meno c'è resistenza da parte del liquido

Osservando i due coefficienti appena ricavati: innanzitutto hanno le dimensioni di una velocità (= ci dicono quanto velocemente si trasferisce la materia); inoltre $k_1 \ll k_2$ di 3 ordini di grandezza: non è così strano perché il benzene è un contaminante volatile quindi ha più facilità a muoversi in atmosfera che non nel liquido.

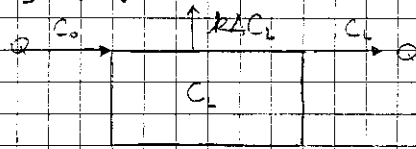
Abbiamo tutte le costanti necessarie per calcolare il coefficiente di scambio di materia totale di scambio di materia (k):

$$k = 4,2 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$$

↳ ha lo stesso ordine di grandezza di k_1 perché è la particella con la maggiore difficoltà di movimento a comandare.

A questo punto dobbiamo ancora calcolare la concentrazione di benzene nel bacino, responsabile di E; il bacino non è di stoccaggio, ma è dinamico perché si può entrare e uscire la stessa quantità (= condizione stazionaria \rightarrow nel tempo il volume del bacino non cambia). Abbiamo detto che la portata entrante ha concentrazione C_0 : il comportamento del bacino può essere di 2 tipi:

1) perfettamente miscelato (CSTR)



\rightarrow dal bacino esce in flusso di massa con una concentrazione che è la stessa di quella all'interno del bacino.

Per calcolare le concentrazioni incognite effettuiamo un bilancio di massa:

$$QC_0 = kAC_1 + QC_1$$

\downarrow per poter dire questo dobbiamo anche

ipotesizzare che il benzene sia totalmente disciolto in acqua, ovvero non ci devono essere depositi

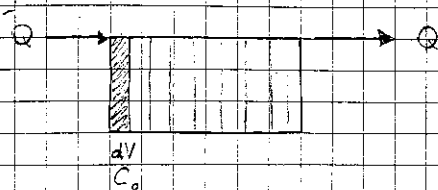
(il benzene che entra è pari al benzene che esce: non se ne genera e non si accumula, e non se ne elimina)

$$C_1 = \frac{QC_0}{kA + Q} = 1,98 \text{ g/m}^3$$

Allora calcoliamo l'emissione E per questo caso specifico:

$$E = 0,012 \text{ g/s} \Rightarrow 0,39 \text{ T/y}$$

2) plug-flow



\rightarrow un volumetto di fluido (dv) entra nel reattore con concentrazione C_0 .

NB: una delle ipotesi di questo tipo di reattore è che non esiste retro-miscelazione, quindi volumi di fluido adiacenti non scambiano materia

ESERCITAZIONE ③

08.03.2010

Dal comparto atmosfera ci spostiamo al comparto acque e parliamo dei fattori di emissione in acqua.

→ "Stima dei carichi inquinanti nell'ambiente marino-costiero"

In questo studio si è cercato di capire quali sono le aree a maggiore rischio delle coste italiane monitorando in particolare due famiglie di contaminanti:

- A - di tipo organico → ridotti ad una forma di tipo BOD
- B - contaminanti tipo azoto e fosforo → responsabili dell'eutrofizzazione

Per queste due famiglie si è utilizzato un approccio diverso:

- 1) DIRETTO: censimento di tutte le sorgenti che insistono sulle coste marine
- 2) INDIRETTO: scegliere dei fattori di emissione e, attraverso degli indici di attività, stimare i carichi inquinanti
↳ è il metodo scelto per lo studio che analizziamo

④ Per i contaminanti di tipo organico è stato eseguito il "Criterio della Popolazione Equivalente": per utilizzare questo metodo bisogna innanzitutto capire quali sono i responsabili dell'inquinamento BOD, in questo caso:

- la popolazione residente
 - le attività industriali
 - le attività zootecniche
- responsabili di un inquinamento di tipo organico

Dobbiamo capire ancora qual è l'area su cui insistono queste sorgenti di inquinanti: sono stati considerati per questo studio tutte le attività dei 3 tip. sopraccitati che appartengono a paesi direttamente confinanti con il mare; invece, per l'apporto dei fiumi, in questo studio viene considerato separatamente come "APPORTO dell'ENTROTERREA" ma stimati nello stesso modo rispetto ai carichi che insistono direttamente sul mare.

~ Quanto BOD produce l'abitante equivalente? 60 gao/d (giorno)

Per quanto riguarda la popolazione residente, la conversione è semplice perché un abitante della popolazione residente è uguale all'abitante equivalente: basta sapere il numero totale di abitanti e moltiplicarlo per 60 per ottenere il carico inquinante.

Per le attività industriali, per la conversione dobbiamo conoscere:

- tipologie di industrie → a secondo dell'attività produttiva avremo un maggiore/minore quantitativo di contaminante BOD
- numero di addetti impiegato in ciascuna industria
- coefficienti di peso di ciascun addetto in termini di abitante equivalente

→ nello studio c'è una tabella (Tab. 1) di cui riportiamo le prime righe:

ESTRAZIONE DI CARBONE FOSSILE E LEGNITE,
ESTRAZIONE DI TORBA

20

ogni addetto all'attività industriale conta come 20 abitanti equiv.

Per quanto riguarda le attività industriali, invece, è stato utilizzato questo coefficiente per l'azoto (trovato in letteratura):

$$10,0 \text{ kg/addetto} \cdot y \rightarrow 22,4 \text{ g/addetto} \cdot d$$

Non c'è differenza tra attività industriali.

Per il fosforo è diverso: si considera che il fosforo prodotto da attività industriale è una parte del fosforo generato da attività residenziale, in particolare è pari al 10%.

Per le attività di tipo agricolo sono stati dati dei coefficienti in base al fatto che il suolo sia coltivato oppure no.

	N	P
suolo NON COLTIVATO	2 kg/ha · y (5,48 g/ha · d)	0,1 kg/ha · y (0,27 g/ha · d)
suolo COLTIVATO	94 kg/ha · y ↓ 15% perso per denitrifica. ↓ 80 kg/ha · y ↓ 20% responsabile dell'eutrofizzazione. ↓ 16 kg/ha · y	20 kg/ha · y ↓ 3% resp. eutrofizz. ↓ 0,6 kg/ha · y (1,64 g/ha · d)
carico liberato ~	(43,8 g/ha · d)	

non è esattamente lo stesso carico del carico liberato (non c'è stata nessuna depurazione) ma il numero finale è cioè il carico che raggiunge il corpo idrico ricevente.

Per le attività zootecniche si fa il seguente ragionamento: il carico liberato è il 5% del carico prodotto. Inoltre il restante 95% si trasforma in fertilizzante, quindi rientra nel sistema sotto altra forma.

	N (carico liberato)	P (carico liberato)
es: BOVINI	7,51 g/capo · d	1,01 g/capo · d

- 1) In conseguenza all'emissione di un inquinante nel punto P e grazie alle correnti e allo spostamento di masse d'aria la sostanza raggiunge il punto M.
- 2) All'interno dell'atmosfera esistono dei rimescolamenti casuali che spostano l'inquinante all'interno di vortici.

Tutte le descrizioni delle migrazioni dell'inquinante da P a M e delle concentrazioni in M devono tener conto di questi due fenomeni, tralasciando altri fenomeni di tipo chimico.

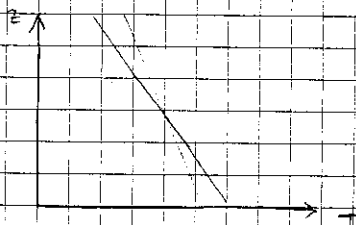
È possibile misurare istante per istante la direzione e la velocità del vento per conoscere dove parte e dove arriva l'inquinante; molto più complessa è la previsione degli effetti della dispersione turbolenta. Entrambi i fenomeni hanno una rappresentazione numerica:

1) \vec{V} → vettore velocità del vento

2) k_x (x è una direzione) → è il coefficiente di dispersione; non è però direttamente misurabile, al contrario di \vec{V} , ma sono misurabili solo gli effetti.

Si parte dalla considerazione che la turbolenza deriva da flussi termici: i gradienti termici, che si creano in seguito al diverso riscaldamento dei raggi solari, generano dei vortici di turbolenza.

Per rappresentare il fenomeno è comodo utilizzare il concetto di STABILITÀ ATMOSFERICA = presenza / assenza di fenomeni che provocano turbolenza in atmosfera.



— GRADIENTE ADIABATICO —
= variazione di temperatura con la quota.

↳ ci possono essere gradienti maggiori (+) o minori (-) dell'adiabatico.

• gradienti superadiabatici →
→ aumentano il rimescolamento

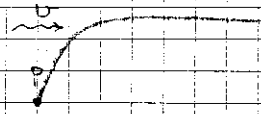
• gradienti subadiabatici →
→ diminuiscono il rimescolamento (anche inversione termica)

↳ ci possono anche essere fenomeni di INVERSIONE TERMICA ovvero la temperatura aumenta all'aumentare della quota, anziché diminuire.

Introduciamo il concetto di CLASSE di STABILITÀ:

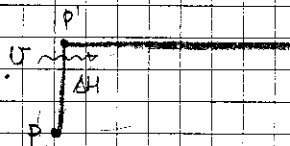
A questo punto disponiamo di alcuni dati quantitativi per la descrizione del fenomeno fisico dal punto di vista matematico.

Abbiamo un'emissione nel punto P, che viene catturata dal moto dell'aria e dalle turbolenze; almeno per un certo intervallo, il flusso uscente da P mantiene la sua identità e non si mescola all'aria, ma lo fa gradualmente.



Questo si traduce matematicamente nel calcolo dell'INNALZAMENTO del PENNACCHIO (o del punto di emissione)

La traiettoria del pennacchio è in arancione: all'inizio l'emissione risente ancora della sorgente che l'ha generata e mantiene la sua identità, che poi mano a mano si perde e si omogeneizza con l'aria.



Il modello sposta il punto di emissione più in alto: il problema è il calcolo del ΔH per capire il punto di emissione virtuale.

ΔH dipende da due meccanismi caratterizzanti la sorgente:

- 1) meccanismo pneumatico \rightarrow velocità di emissione della sorgente
- 2) meccanismo termico \rightarrow differenze di temperatura tra il flusso uscente e l'aria circostante con conseguente galleggiamento del + leggero.

L'altezza di P' dipende da:

- classi di stabilità: forte turbolenza \rightarrow pennacchio disperso
debole " \rightarrow pennacchio diffuso
- temperatura: quando + base è la T_{aria} rispetto al flusso emerso
- turbolenza: molta agitazione \rightarrow pennacchio schiacciato
poca agitazione \rightarrow pennacchio si diffonde in alto

Il flusso termico dipende dal quadrato del diametro del camino, ovvero dalla sezione.

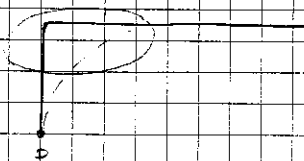
$$\Delta H = f(T_e, T_{ext}, \text{clasi stabilità}, U, D_{camino})$$

T_e : temperatura di emissione
 U : velocità vento

D_{camino} : diametro camino

Esistono almeno 20 formule diverse per calcolare ΔH : sono tutte formule empiriche che valgono sotto certe condizioni, bisogna quindi capire qual è la formula giusta da utilizzare.

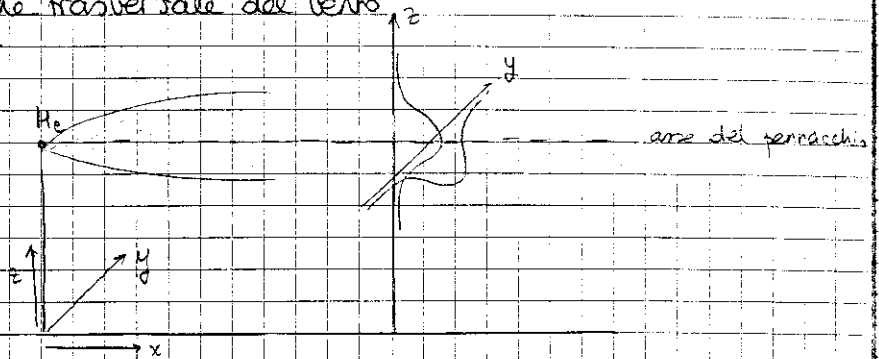
Possiamo sostituire la traiettoria reale con quella virtuale se non c'è un bersaglio nel punto di discordanza.



Esistono delle altre formule che ci dicono quando è possibile fare la sostituzione.

Supponiamo di avere:

- spazio piano infinito
- punto di emissione unico (H_e) e costante nel tempo
- asse x : direzione del vento
- asse y : direzione trasversale del vento
- asse z : verticale



supponiamo

La componente convettiva è solo nella direzione x e che la componente dispersiva sia trascurabile: il rimescolamento è trascurabile rispetto alla componente convettiva. Tutta la generazione dell'inquinante avviene nel punto H_e , quindi R in tutto il resto dello spazio è nullo. Il campo di moto è infinito in tutte le direzioni.

Fatte queste ipotesi semplificative, le equazioni risultano integrabili analiticamente e si ottiene una **RISOLUZIONE GAUSSIANA**. A queste condizioni, il campo di concentrazioni è dato da un andamento gaussiano, la cui forma dipende dalla turbolenza in direzione y e z .

Da un punto di vista fisico, se non esistesse dispersione turbolenta l'inquinante sarebbe distribuito solo lungo x , mentre in questo caso viene distribuito trasversalmente (vedi disegno del pennacchio). La rappresentazione grafica non ha significato fisico: non è che fuori dal pennacchio non c'è inquinante e dentro sì; questo è solo una rappresentazione convenzionale.

$$(z-H)^2$$

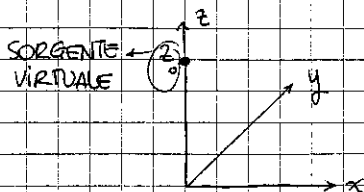
15.03.2010

$$C = \frac{q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right]$$

q → termine di sorgente continua nel tempo

U → intensità del vento

x → direzione del moto (per $x < 0$ la concentrazione è nulla)



x direzione del vento

y direzione trasversale al vento

z direzione verticale

$$\sigma_y^2 = 2 k_y \frac{x}{U}$$

a parità di dispersione turbolenta, più passa il tempo, più la cappa ha avuto il tempo di allargarsi.

Le espressioni con σ si chiamano lagrangiane, mentre quelle con k si chiamano euleriane (\rightarrow riferimento f. f. f.), ma esprimono entrambe lo stesso concetto.

È la velocità del vento che trascina l'area centrale del pennacchio: viene catturato dal punto di emissione virtuale e viene trasportato dal vento.

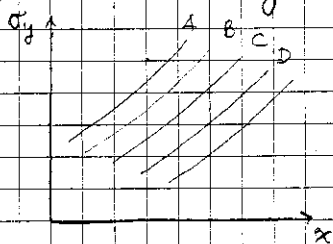
Calcolare U a livello del suolo è facile (\rightarrow anemometro), mentre è molto più difficile calcolarla al punto di emissione (150-200 m); normalmente si utilizza la formula:

$$\frac{U}{U_0} = \left(\frac{z}{z_0}\right)^p$$

la velocità del vento dipende dalla quota in relazione all'esponente p : la letteratura dice che p dipende da:

- stabilità atmosferica (\rightarrow filetti // tra loro)
 - rugosità superficiale = altezza dell'ostacolo incontrato al suolo
- \Rightarrow esistono delle tabelle in funzione di questi 2 parametri che forniscono il valore di p

σ_y e σ_z dipendono dalla classe di stabilità, e quindi dalla turbolenza atmosferica, e poi sono funzione anche di x nel senso che, a parità di classe, se x aumenta diamo più tempo alle turbolenze di agire. Esistono dei diagrammi fatti in questo modo:



Questi modelli vengono chiamati MODELLI PLUME (o A PENNACCHIO):

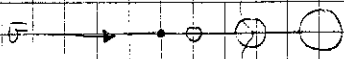
- un punto sorgente continuo nel tempo
- uno spazio infinito in tutte le direzioni
- l'inquinante che migra

Invece, esistono altri modelli A PUFF (o A SBUFFO), caratterizzati da:

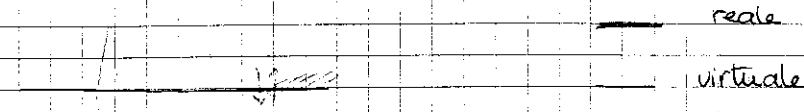
- un punto sorgente
- uno spazio infinito in tutte le direzioni
- nelle sorgenti non viene liberata una portata continua di inquinante, ma viene liberata una quantità M di inquinante in un tempo infinitesimo, ovvero istantaneamente.

\rightarrow hanno anch'essi una distribuzione gaussiana

Mentre l'inquinante si diffonde, il vento sta viaggiando

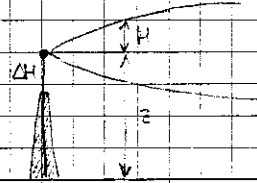


Quando il pennacchio tocca il suolo, se esso è riflettente, il pennacchio "rimbalza" ed è come se si sovrapponevano i due flussi, quello verso il basso legato alla sorgente reale e quello verso l'alto legato alla sorgente virtuale



La concentrazione, nel caso di suolo perfettamente riflettente, è la somma delle concentrazioni del pennacchio reale (C_1) e della concentrazione del pennacchio virtuale (C_2)

$$C = C_1 + C_2 = \frac{q}{2\pi\sigma_y\sigma_z} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \left[e^{-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}} \right]$$

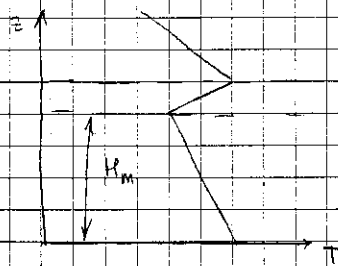


$$C = \frac{q}{2\pi\sigma_y\sigma_z} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \left[e^{-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}} \right]$$

due gaussiane, una con area H e una con area -H

Nel caso del suolo perfettamente assorbente, l'inquinante viene fissato dal suolo: matematicamente, al suolo $C=0$ perché sottraiamo il valore del pennacchio reale da quello del pennacchio virtuale (essendo le due concentrazioni uguali, il risultato è zero).

2) In direzione z esiste anche un limite superiore, detto LIMITE DELLO STRATO di RIMESCOLAMENTO



Al suolo abbiamo un gradiente subadiabatico; arrivati ad una certa quota, troviamo una zona di inversione termica (molto stabile) che limita il rimescolamento.

In questo caso, non è un limite fisico come lo era il suolo, ma è un limite fluidodinamico; esso cambia durante la giornata.

es. belle giornate: il limite aumenta di giorno (molto maggior aumento al suolo → aumenta turbolenza) e diminuisce e si abbassa di notte.

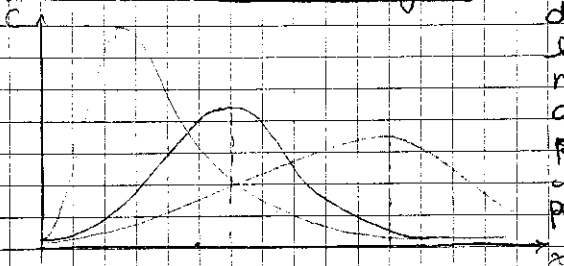
Tutti i fenomeni finora descritti avvengono all'interno di H_m .

19.03.2010

TARATURA di un MODELLO: ciò che ottengo dal calcolo attraverso un modello deve corrispondere a quello che è presente nella realtà.

Il modello gaussiano fa riferimento ad uno spazio piano, ad una sola sorgente, ad un'emissione nota. Le variabili da prendere in considerazione sono:

- la distanza dalla sorgente: la concentrazione al momento dell'emissione è bassa perché l'inquinante si trova ancora tutto nell'intorno della sorgente; mano a mano la concentrazione aumenta perché l'inquinante si disperde lungo l'asse del pennacchio; poi diminuisce nuovamente.

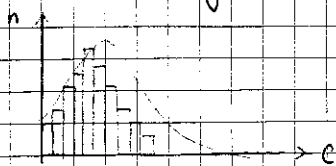


L'altezza del camino incide sulla curva di concentrazione: se il camino è più basso la concentrazione è maggiore, mentre se il camino è più alto la concentrazione diminuisce al suolo, perché il fenomeno di dispersione ha avuto più tempo per avvenire. Generalmente, alzare il camino è la soluzione più adottata per rispettare i limiti di concentrazione al suolo, perché costa meno alzare un camino, che costruire un impianto di trattamento. Effettuare questa operazione però è benefica solo per la zona a poca distanza dal camino, mentre le aree più distanti è molto dannosa.

Sulla curva di concentrazione agisce anche la stabilità termica atmosferica: nel caso di forte instabilità, l'inquinante velocemente arriva al suolo e altrettanto velocemente viene disperso (profilo azzurro); al contrario, in caso di forte stabilità il massimo si sposta molto e raggiunge valori più bassi (profilo arancione).

- la velocità del vento (quale velocità del vento porta alle condizioni più cautelative?)
 - influenza sulla diluizione che subisce l'inquinante: se lo portato di aria in cui viene immesso l'inquinante è più alto, la concentrazione è più bassa (nella formula scritta due giorni fa la velocità del vento è a denominatore).
 - influenza sull'innalzamento del pennacchio: a parità di temperatura, a parità di flusso emesso e a parità di spinta ascensionale, l'altezza del pennacchio è più alta se il vento è debole (se è forte, cattura subito l'inquinante e lo schiaccia).

Questo modello può essere utilizzato per il calcolo di concentrazioni a breve o a lungo termine: oggi sono n indicazioni di tipo statistico



istogramma che rappresenta quante volte abbiamo trovato un certo valore

ESERCITAZIONE (4)

NB: $C(\text{SO}_2) = 20 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3 \rightarrow \text{ppm v/v} \rightsquigarrow \mu\text{L}/\text{m}^3 \rightarrow 1000 \text{ L}$

$P = 737 \text{ mmHg} = \frac{737}{760} \text{ atm} \quad / \text{atm} = 101325 \text{ Pa}$

$T = 28^\circ \text{C} = 28 + 273 \text{ K} = 301 \text{ K}$

$PM(\text{SO}_2) = 64,06 \text{ g/mol}$

$PV = nRT \rightarrow V = \frac{nRT}{P} \quad n = \frac{m}{PM} = \frac{20}{64,06}$

$V = \frac{mRT}{PM \cdot P} \quad [L] \rightarrow V [L] = \frac{1 [L]}{10^3} \cdot 10^3 = 1 [m^3]$

$P = 0,97 \text{ atm}$

$n = 0,3122 \cdot 10^{-3} \text{ mol} \quad (20 \text{ mg di } \text{SO}_2)$

$V = \frac{nRT}{P} = \frac{0,3122 \cdot 10^{-3} \text{ mol} \cdot 0,0821 \frac{\text{L atm}}{\text{V mol}} \cdot 301 \text{ K}}{0,97 \text{ atm}} = 0,00795 \text{ L} \rightarrow 7,95 \text{ } \mu\text{L}/\text{m}^3$
ppm v/v

* * * *

Analizziamo e commentiamo l'equazione dei modelli gaussiani:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial C}{\partial x} u_x + \frac{\partial C}{\partial y} u_y + \frac{\partial C}{\partial z} u_z = \frac{\partial [k_{xx} \frac{\partial C}{\partial x}]}{\partial x} + \frac{\partial [k_{yy} \frac{\partial C}{\partial y}]}{\partial y} + \frac{\partial [k_{zz} \frac{\partial C}{\partial z}]}{\partial z} + S(x,y,z,t)$$

Partiamo dal primo termine: il modello prevede che la condizione temporale sia stazionaria, ovvero l'emissione è continua e costante nel tempo. Per questo motivo possiamo eliminare il termine stesso e possiamo anche eliminare la dipendenza dalla sorgente dal tempo.

Proseguiamo con i 3 termini successivi: essi determinano il trasporto advettivo del contaminante nelle 3 direzioni; anche il vento ha 3 direzioni: u_x, u_y, u_z ; se scegliamo un sistema di riferimento in cui l'asse x coincide con la direzione del vento, l'unica componente rilevante è proprio x ; cancelliamo quindi le componenti in y e in z sia nel vento sia nella formula. Il vento però non cambia né in intensità, né in direzione (u_x è costante).

Spostiamoci a secondo membro e analizziamo gli altri tre termini che riguardano fenomeni di diffusione e dispersione che dipendono dalle caratteristiche meteorologiche. I coefficienti (k) di diffusione non variano nel tempo; inoltre, ipotizziamo che lungo l'asse x il trasporto advettivo sia prevalente rispetto alla dispersione, quindi possiamo cancellare il termine in x .

Guardiamo infine il termine sorgente che, come abbiamo detto, è indipendente dal tempo ed è nullo in tutti i punti, tranne in $(0,0,0)$: il nostro sistema di riferimento è dunque centrato sulla sorgente.

In letteratura esistono altre formule che ci permettono di calcolare σ , come ad esempio le FORMULE di GREEN:

$$\sigma = \frac{k_1 x}{\left[1 + \frac{x}{k_2}\right]^{k_3}} \quad k_1, k_2, k_3 \text{ dipendono dalle classi di stabilità}$$

o le FORMULE di TURNER

$$\sigma = \exp \left[I + J \ln x + k (\ln x)^2 \right] \rightarrow I, J, k \text{ dipendono dalle classi di stabilità}$$

Le formule sostituiscono gli abachi, perché più accurati.

Poi, nel 1973, sono state introdotte le FORMULE di BRIGGS, che si possono ricondurre alle formule

$$\sigma = ax(1+bx)^{-1/2} \quad (\text{vedi p. 2})$$

Utilizzando le formule di Briggs, calcoliamo le σ ponendo come distanza dalla sorgente $x = 1000 \text{ m}$:

BRIGGS OPEN COUNTRY

BRIGGS URBAN

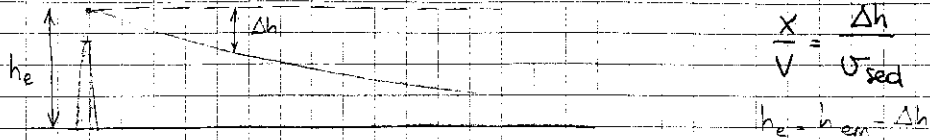
	$\sigma_y \text{ (m)}$	$\sigma_z \text{ (m)}$	$\sigma_z \text{ (m)}$	$\sigma_z \text{ (m)}$
A _(res)	203,76	270,45	200,00	339,41
B	152,55	270,45	120,00	339,41
C	104,88	185,93	73,03	200,00
D	76,28	135,22	37,95	122,49
E	57,21	92,97	23,08	50,60
F _(Stab.)	38,14	92,97	12,31	50,60

I valori delle σ diminuiscono all'aumentare della stabilità atmosferica; varia inoltre il rapporto tra σ_y e σ_z : per la classe A sono circa uguali, ma per la classe F σ_z è meno di $1/3$ di σ_y . Questo significa che più l'atmosfera è stabile, più il rimescolamento è inibito lungo l'asse z.

Confrontando σ "open country" con σ "urban", notiamo che tutti i valori "urban" sono più elevati perché la presenza di ostacoli dipende maggiormente; notiamo ancora che se per le σ "open country" lo σ_y è sempre maggiore di σ_z , per le "urban" non è sempre così (\rightarrow vedi classi AB).

Ricalcoliamo ora le k , a partire dalle σ , con le formule viste prima:

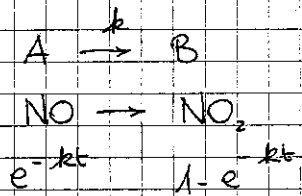
$$\sigma^2 = 2k \frac{x}{u}$$



Inoltre, dimensionare le particelle in emissione non è un'operazione comune: è possibile effettuare degli studi granulometrici sulle particelle emesse, ma in pochi casi si fa; per applicare le formule, però, è necessario.

* Un altro caso particolare da analizzare è un'eventuale reattività dell'inquinante: il caso più semplice è un inquinante A primario che si trasforma in B, un inquinante secondario.

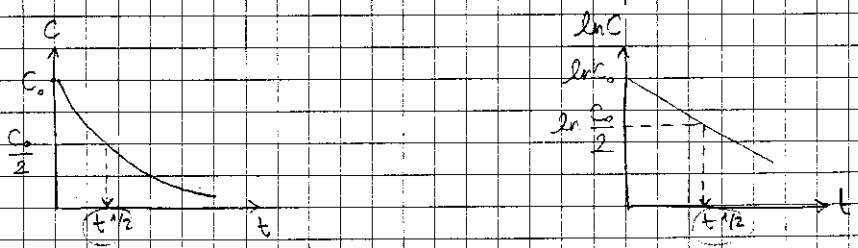
es: un camino emette NO (inquinante primario) → in atmosfera avvengono delle reazioni che trasformano NO in NO₂ (secondario) con una costante cinetica k.



$1 \rightarrow t=0$ $0 \rightarrow t=0$ $0 \rightarrow t=\infty$ $1 \rightarrow t=\infty$

è normale che al partire del tempo l'inquinante primario si consumi e si formi l'inquinante secondario.

Ogni tanto, in letteratura, al posto di k si trova $t^{1/2}$ = tempo di dimezzamento



L'inquinante che troviamo al centro del pennacchio non è solo la specie A, ma è in parte la specie A e in parte la specie B perché una si sta trasformando nell'altra. La concentrazione sarà quindi

$$C = C_0 \cdot e^{-kt} = \frac{q e^{-kt}}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right]$$

Oltre al modello gaussiano, esistono moltissimi altri modelli di tipo numerico, cioè non puntano a conoscere la concentrazione C come funzione di altre variabili, ma vogliono conoscere C come funzione di (x, y, z, t) e non ritengono necessarie le ipotesi semplificative del caso gaussiano:

- condizione di stazionarietà ($\Delta t = 0$)
- dispersione trascurabile in direzione x rispetto alle componenti convettive
- suolo piano
- vento costante, unidirezionale

Per tener conto di tutti questi aspetti, rischiodo l'equazione generale:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = k_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + k_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + k_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + M + G$$

Per risolvere l'equazione è necessario conoscere:

- la componente convettiva (u, v, w)
- la componente dispersiva (k_x, k_y, k_z)
- lo scenario emissivo (M): in quali punti dello spazio emette qualcosa e in quale quantità
- la reattività delle specie (G) $\rightarrow G = G(T, h, \text{cat}, C, C_{sp})$

$G < 0$ scomparsa
 $G > 0$ formazione

Se si possiedono le informazioni meteorologiche dello scenario emissivo e della reattività si introducono nell'equazione, che viene integrata, e si ottiene una mappa delle concentrazioni.

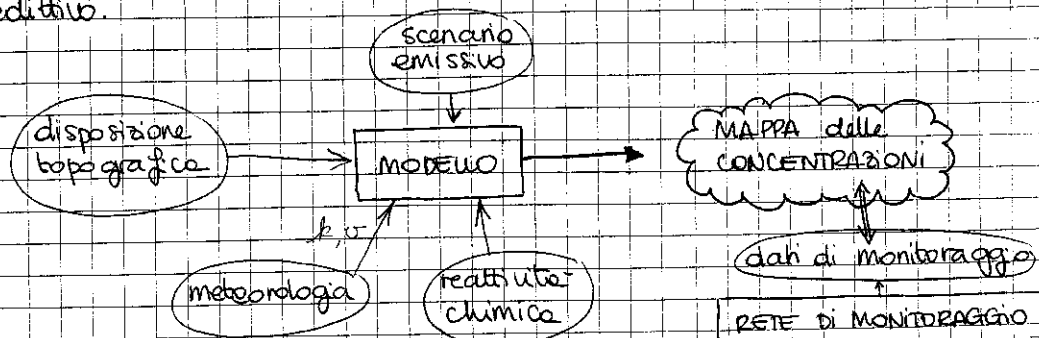
temperatura \leftarrow irraggiamento \rightarrow temperatura
concentrazioni delle specie \leftarrow altre specie

Esistono due tipi di modelli per la risoluzione di modelli di calcolo numerici:

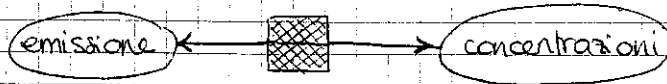
- MODELLO EULERIANO \rightarrow sistema di coordinate fissa all'interno del quale si crea una griglia che integra l'equazione, tenendo conto del suolo
- MODELLO LAGRANGIANO/A PARTICELLE \rightarrow sistema di riferimento solidale con una particella che si muove con il vento e che reagisce con l'atmosfera.

VALIDAZIONE e VERIFICA DEI MODELLI, con SUCCESSIVO UTILIZZO.

Per tutti i modelli si pone il problema di stabilire se un modello è credibile: una volta accertato questo punto, si può usare a scopi predittivi.



Ora supponiamo di avere un modello di calcolo idoneo, ovvero ad una certa emissione fa corrispondere una certa concentrazione.



$$C = \sum c_i = \sum q_i f_i$$

f_i = funzione che correla q_i a c_i

esempio:



$$C = Q_1 f_1 + Q_2 f_2 + Q_3 f_3$$

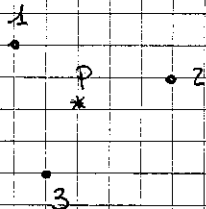
Il nostro obiettivo è contenere C : quali strumenti possiamo usare per intervenire?

- intervenire su Q_1, Q_2, Q_3 (intervento tecnologico)
- agire su f_1, f_2, f_3

↳ ad esempio spostiamo le sorgenti 1

Al posto di modelli fisico-matematici si possono utilizzare modelli statistici: vogliamo correlare due numeri, l'emissione e la concentrazione nell'aria. Nei modelli fisico-matematici lo si fa tramite la funzione f , mentre nei modelli statistici lo si fa chiedendosi qual è l'effetto di una sorgente su un certo bersaglio, che è la qualità ambientale.

esempio:



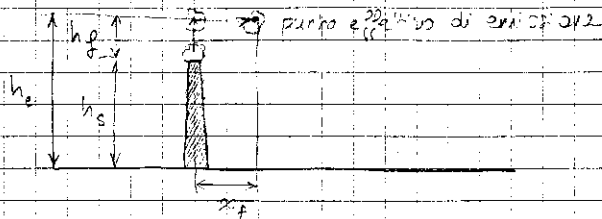
1,2,3 sorgenti che emettono polveri

↳ vogliamo conoscere la concentrazione ambientale di polveri in P

È importante conoscere la speciazione chimica (= composizione delle polveri) emessa da 1, da 2, da 3; la composizione riscontrata in P dipende dal flusso di polveri emesse dalle tre sorgenti; capire quale sorgente influisce maggiormente permette di sapere dove intervenire.

Un approccio statistico richiede di avere sufficienti dati sul tipo di sorgente e sulle uscite delle particelle; inoltre, questo approccio si può applicare ad un numero limitato di sorgenti. Un modello matematico fatto ha il vantaggio che può essere usato anche per la progettazione, ma la fase di validazione è estremamente complessa.

continue **ESERCITAZIONE (4)**



x_f = ascissa di livellamento

h_g = sovrainalzamento

h_s = altezza della bocca (altezza geometrica)

h_e = altezza effettiva di emissione

Ci sono due meccanismi che spostano l'effettivo punto di emissione verso l'alto e a destra:

- 1) temperatura diversa tra l'effluente e l'atmosfera circostante
- 2) l'effluente fuoriesce dalla bocca del camino con una propria energia cinetica, quindi con una certa velocità.

caso ① → PENNACCHIO GALEGGIANTE

caso ② → PENNACCHIO JET (b/o sovrainalzamento)

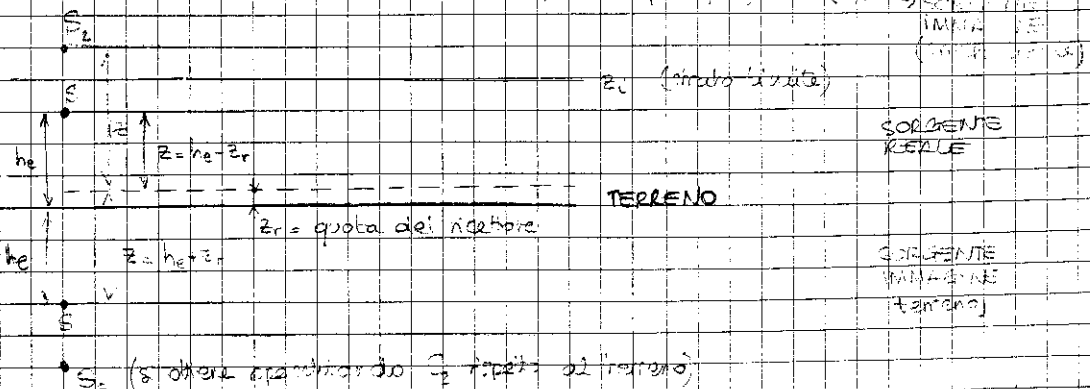
caso ① e ② → PENNACCHIO MISTO

A seconda del tipo di pennacchio esistono formule diverse: abbiamo bisogno di trovare un parametro che differenzia i pennacchi: il parametro è l'ATMOSFERA (STABILE/INSTABILE): a seconda della risposta abbiamo una certa famiglia di formule

- 1) Individuare il tipo di atmosfera
- 2) Calcolare f_p : individuare la corretta formula di $(\Delta T)_c$ da utilizzare
- 3) Calcolare $T_s - T_a = \Delta T$ (differenza di temperatura tra effluente e ambiente circostante)
- 4) Confrontare ΔT con $(\Delta T)_c$; se:
 - se $\Delta T > (\Delta T)_c$ PENNACCHIO GALEGGIANTE
 - se $\Delta T < (\Delta T)_c$ PENNACCHIO JET
 - se $\Delta T \approx (\Delta T)_c$ PENNACCHIO MISTO
- 5) Calcoliamo h_e e x_f

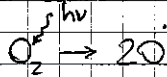
$$2(z_i - r_e) + h_e - z_r = 2z_i - z_r + r_e - r_i = 2z_i - z_r - r_e - z_r$$

$$z_r = (2z_i - r_e)$$

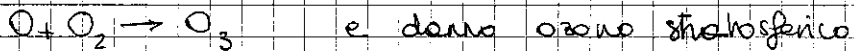


L'atmosfera terrestre è un'atmosfera a temperatura ambiente e non catalizzata, quindi le cinetiche di reazione sono estremamente lente. Un'altra caratteristica è la presenza di energia radiante che, mediante processi fotochimici, rende instabili (= radicali) delle molecole che altrimenti sarebbero stabili.

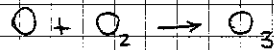
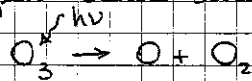
Esiste una differenza tra energia radiante della troposfera (= pellicola aderente alla Terra → è di circa qualche km) rispetto a quella della stratosfera: quest'ultima ha la capacità di filtrare la radiazione incidente nel senso che il raggio incidente va dagli UV agli IR, ma quello che arriva sulla Terra è un raggio attenuato. In particolare, gli UV sono molto presenti nel raggio emesso dal Sole, mentre la distribuzione del raggio che arriva sulla Terra va dal visibile agli IR. Questo si traduce nel fatto che il maggior ossidante è O_2 ; in realtà, O_2 a temperatura ambiente non è in grado di reagire e non ha capacità ossidante. Quello che può capitare è che O_2 venga colpito da una radiazione luminosa per dare:



questa reazione avviene nella stratosfera e non nella troposfera, perché nella prima è presente la radiazione UV che ha molta energia e riesce a dissociare una molecola di ossigeno. I due atomi di ossigeno, poi, reagiscono a loro volta:

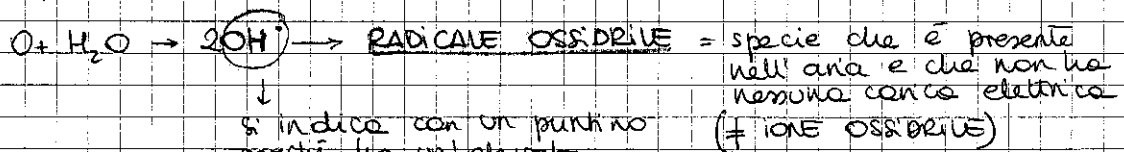


Quindi nella troposfera è diverso il meccanismo ossidante: nella troposfera è presente dell'ozono che può essere sottoposto ad un processo di fotolisi (= dissociazione della molecola ad opera della luce)



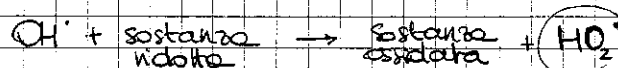
ciclo di reazioni che non modifica le concentrazioni

ma è anche possibile che O reagisca con l'acqua allo stato vapore:

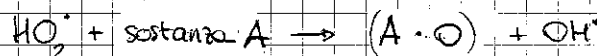


↓
si indica con un puntino perché ha un'elevata energia

⇒ questa specie è la principale specie ossidante della troposfera.



↓
dalla reazione rimane fuori H^\bullet (radicale) che si lega immediatamente con una molecola di ossigeno



Il ciclo di 3 reazioni di formazione dell'ozono nella troposfera avviene a prescindere dalla presenza o meno di altre sostanze; inoltre raggiungono la condizione stazionaria, nel senso che hanno tutte la stessa velocità di reazione quindi le concentrazioni rimangono invariate nel tempo.

(NB) CONDIZIONE PSEUDOSTAZIONARIA = le proprietà non cambiano se consideriamo un tempo relativamente breve (es. mezz'ora, ora)
 ↳ nel caso di NO_2 non è una vera e propria condizione stazionaria, ma piuttosto pseudo-stazionaria (consideriamo un arco temporale orario) perché tra giorno e notte le concentrazioni non sono più costanti.

In particolare la specie NO_2 scompare in base a:

- J intensità dell'energia radiante
- C_{NO_2} concentrazione di NO_2

$$r_1 = k_1 J C_{\text{NO}_2}$$

Consideriamo, invece, la reazione di formazione di NO_2 :

$$r_2 = k_2 C_{\text{O}_3} C_{\text{NO}}$$

⇒ Nel tempo breve le due velocità diventano uguali: $r_1 = r_2$

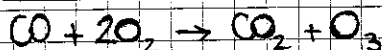
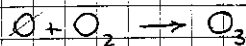
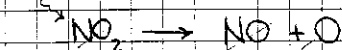
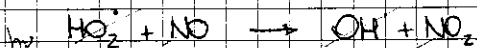
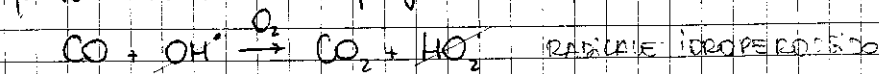
$$k_1 J C_{\text{NO}_2} = k_2 C_{\text{O}_3} C_{\text{NO}}$$

$$\Downarrow$$

$$C_{\text{O}_3} = k_1 J \frac{C_{\text{NO}_2}}{C_{\text{NO}}}$$

↳ la concentrazione dell'ozono ^{troposferico} dipende dall'energia radiante presente in atmosfera e dal rapporto tra NO_2 e NO

Questo ciclo degli ossidi di azoto si lega alle due principali specie ridotte presenti in troposfera ovvero CO e CH_4 : sono inquinanti primari direttamente emessi in troposfera.



facciamo la somma

Il fenomeno di formazione di ozono non è avvenuto direttamente, ma attraverso la mediazione dei due cicli (quello degli ossidi di azoto e quello dei radicali ossidante-idroperossido)

Lo smog fotochimico, rispetto alle reazioni del CO e del CH₄, ha una velocità molto elevata. Viene eliminato l'inquinante primario, si crea un composto ossigenato (RO[•]) e, inoltre, queste reazioni sbilanciano il rapporto tra NO e NO₂: quindi la concentrazione di O₃ aumenta.

La relazione

$C_{O_3} = k_f \frac{C_{NO_2}}{C_{NO}}$ è sempre valida, ma la sostanza volatile ha interagito con il radicale ossidante alterando il rapporto tra gli ossidi di azoto.

↳ lo smog fotochimico è tipico degli scenari urbani: si produce più NO₂ → si genera più ossigeno → si forma più ozono.

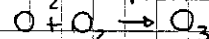
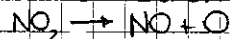
* Precursori dello smog fotochimico:

- 1) presenza di ossidi di azoto
- 2) sostanze volatili
- 3) irraggiamento luminoso

09.04.2010

INQUINANTI SECONDARI: OZONO, METANO, NM.VOC, CO

Ozono troposferico: inquinante su persone, fauna e flora. Esso deriva dalle reazioni:



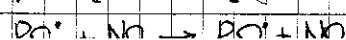
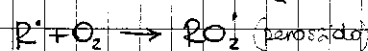
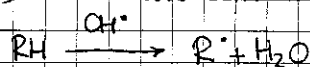
Esiste un livello naturale di ozono troposferico derivante dalla quantità di NO e di NO₂ e O₃ da emissioni naturali. L'alterazione della quantità di ozono troposferico è dovuta alla presenza di sostanze in atmosfera che trasformano NO in NO₂ che innescano la reazione e la formazione dell'ozono (SMOG FOTOCHIMICO).

Metano (CH₄) e Monossido di Carbonio (CO): sono due composti che interagiscono nella reazione di formazione dell'ozono.

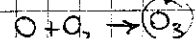
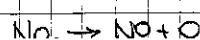
I meccanismi ossidativi attraverso i radicali OH[•] di CH₄ e di CO sono molto lenti: la velocità di formazione di NO e di NO₂ è una catena lenta che, a sua volta, forma lentamente O₃. Questo significa che la presenza in atmosfera di CH₄ e CO, pur essendo cospicua, non è la principale responsabile dell'elevata quantità di ozono poiché come abbiamo appena detto, innescano una reazione di formazione dell'ozono che è lenta.

NM.VOC - Non Metanico nel Carbonio Organico Volatile: rappresenta la quantità di tutte le sostanze volatili presenti in atmosfera, escluso il metano. Queste sostanze sono precursori della formazione di ozono troposferico.

La maggior parte di queste sostanze sono idrocarburi di origine sia antropogenica, sia naturale. In atmosfera sono presenti diversi idrocarburi come RH:



meccanismo precursore della formazione di ozono troposferico



L'interazione di VOC SOLARE, VOC e NO_x generano lo smog fotochimico.

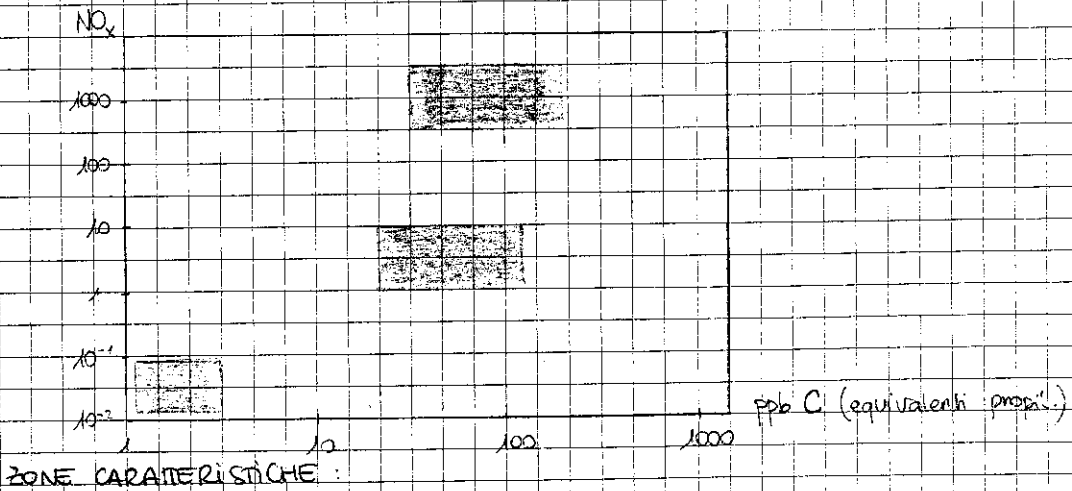
NO_x: dovuto alle emissioni dei veicoli ed, in parte, da centrali termoelettriche.

VOC: insieme di sostanze organiche che sono precursori dell'ozono o dei PAN; derivano da attività vulcanica, ma anche dalle emissioni delle piante.

EQUIVALENTE in PROPILENE - coefficiente che moltiplica un valore di VOC per trasformarlo in una concentrazione di propilene di origine antropica; serve per conoscere la velocità e la quantità di ozono che si può formare in atmosfera.

È un valore complesso che indica quanto VOC è presente in atmosfera e, più precisamente, quali sono i vari componenti presenti e quale reattività hanno nella formazione dell'ozono.

ISOPRENE $\text{CH}_3 - \underset{\text{CH}_3}{\text{C}} = \text{CH} = \text{CH}_2$??? propilene naturale e molto reattivo nella formazione di ozono; la reattività dipende
 - da quante moli di O₃ può produrre una sostanza
 - da quanto velocemente reagisce il carbonio



■ OCEANICHE (20-40 ppb O₃)

FORESTE TROPICALI REMOTE (Amazzonia, Australia) (20-40 ppb O₃)

■ ZONE RURALI (50-120 ppb O₃) → [NO_x] più elevata

■ ZONE URBANE (100-400 ppb O₃) → [NO_x] molto elevata, mentre il livello di VOC può essere anche più basso

questi valori così alti sono dovuti all'interazione tra NO_x e composti precursori della formazione di ozono

NB.: $\left\{ \begin{array}{l} \text{maggiore è il livello di NO}_x \rightarrow \text{più O}_3 \text{ si forma} \\ \text{minore è il livello di NO}_x \rightarrow \text{meno O}_3 \text{ si forma} \end{array} \right.$

Nella zona ⑤ c'è un eccesso di NO_x e carenza di VOC: questo significa che la reazione è spostata verso NO_x, che a sua volta si lega con OH[•]; in questo modo si limita la disponibilità degli OH[•] che possono reagire con RH e, di conseguenza, si forma meno ozono troposferico.

Per limitare la formazione di ozono troposferico si può diminuire la quantità disponibile di VOC in atmosfera: in questo modo ho solo risultati positivi. Se, invece, si riducesse la quantità di NO_x, potrei avere anche risultati negativi.

Nella zona ④ si ha la situazione inversa rispetto alla zona ⑤: questo quindi conduce alla massima formazione di ozono troposferico.

Lo smog fotochimico è stato ampiamente studiato mediante un modello atmosferico di tipo fisico, ovvero tramite il trasporto advettivo e adiettivo. Diversamente, il modello fotochimico tiene conto della chimica delle sostanze e della loro cinetica:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \nabla(VC) = \nabla^2(KC) + \text{E} + \text{R}$$

\downarrow aspetto emissivo \rightarrow velocità di reazione: $k_j = [] []$, dove k - coefficiente cinetico

I modelli ambientalmente considerati sono di tipo ologenero:

tutti i fenomeni studiati sono stati considerati come facenti parte di un modello ologenero.

Nella realtà, l'atmosfera non è un ambiente ologenero, perché vi è presenza di pioggia, grandine, neve, sostanze solide (es: aerosol), ecc, che interagiscono con le sostanze considerate.

$$A = 2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$$

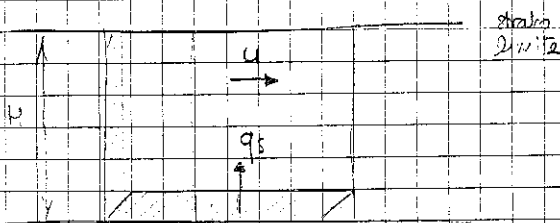
$$B = 0,16 \text{h}^{-1}$$

$$\frac{1}{B} = 8,62 \text{h}$$

$$C_s^{ss} = 18,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Adesso vogliamo capire per quale tempo si raggiunge la condizione stazionaria: guardando la soluzione grafica dell'equazione $C_s(t)$ si direbbe che lo si raggiunge all'infinito. Approssimando, prendiamo un valore che si avvicina: dobbiamo trovare quindi una concentrazione al 90% e ricaviamo il tempo (t_{90}). Questa operazione è molto importante perché il tempo di residenza è di 20h, mentre il tempo stazionario è di 18,9h: quindi una particella all'interno del box riesce a portarsi nello stato stazionario. In caso contrario, la particella uscirebbe dal box senza aver raggiunto la condizione stazionaria.

• Passiamo ora al modello lagrangiano



Nel modello lagrangiano entra all'interno del box un volume di aria, che col tempo finisce fino ad uscire. Il modello segue quindi il volume di fluido che si sposta.

$$\frac{dC_s}{dt} = \frac{q_s}{H} - kC_s - \frac{U_s}{H} C_s$$

Questa equazione è risolta dalla seguente soluzione:

$$C_s(t) = \frac{D}{E} + \left(C_s^e - \frac{D}{E} \right) e^{-Et}$$

dove:

$$D = \frac{q_s}{H}$$

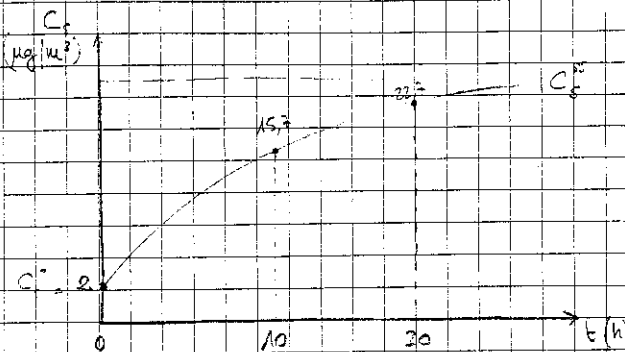
$$D = 2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$$

T. Sorgente

$$E = k + \frac{U_s}{H}$$

$$E = 0,066 \text{h}^{-1}$$

T. Pozzo



$$C_s^{ss} = \frac{D}{E} = 30,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Le condizioni stazionarie sono raggiunte per tempi superiori ad $\frac{1}{E}$

$$\frac{1}{E} = 33,3 \text{h} > \tau_r = 20 \text{h}$$

↳ diversamente dal modello euleriano, quando il fluido esce dal box non si trova ancora alle condizioni stazionarie

$$[NO] \quad 80 \cdot 10^9 = x : 2,464 \cdot 10^{19} \quad x = 1,97 \cdot 10^{12} \text{ molecole NO/cm}^3$$

$$[O_3] \quad 40 \cdot 10^9 = y : 2,464 \cdot 10^{19} \quad y = 9,85 \cdot 10^{11} \text{ molecole O}_3/\text{cm}^3$$

$$[O_2] = 21\% \text{ v/v} \downarrow$$

So 1 cm³ di aria ci sono 0,21 cm³ di ossigeno

$$n = \frac{1 \text{ atm} \cdot 0,21 \cdot 10^{-3} \text{ l}}{0,082 \frac{\text{l atm}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \cdot 298 \text{ K}} = 8,59 \cdot 10^{-6} \text{ moli O}_2/\text{cm}^3$$

$$[O_2] = 8,59 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mole O}_2}{\text{cm}^3} \cdot 6,02 \cdot 10^{23} \frac{\text{molecole O}_2}{\text{mole O}_2} = 5,17 \cdot 10^{18} \frac{\text{molecole O}_2}{\text{cm}^3 \text{ aria}}$$

$$R_1 = k_1 [NO] [O_3] = 2 \cdot 10^{-14} \frac{\text{cm}^3}{\text{molecole} \cdot \text{s}} \cdot 1,97 \cdot 10^{12} \frac{\text{molecole NO}}{\text{cm}^3} \cdot 9,85 \cdot 10^{11} \frac{\text{molecole O}_3}{\text{cm}^3} = 3,88 \cdot 10^{10} \frac{\text{molecole}}{\text{cm}^3 \cdot \text{s}}$$

$$R_2 = k_2 [NO]^2 [O_2] = 2 \cdot 10^{-38} \frac{\text{cm}^3}{\text{mole} \cdot \text{s}} \cdot (1,97 \cdot 10^{12})^2 \cdot 5,17 \cdot 10^{18} = 4,02 \cdot 10^5 \frac{\text{molecole}}{\text{cm}^3 \cdot \text{s}}$$

La prima reazione prevale sulla seconda.

12.04.2010

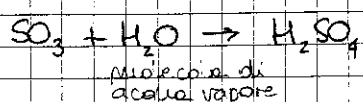
SPECI CONDENSATE in ATMOSFERA

Il discorso riguarda principalmente due speci:

- liquidi: generalmente fase acquosa (neve, ghiaccio, ...)
- solidi: aerosol (= sospensione nell'aria di particelle fini)

Parliamo prima delle speci liquide: in aria per motivi meteorologici, sono presenti delle speci liquide che contengono al loro interno altri componenti, inorganici o organici. La solubilità in acqua delle sostanze organiche presenti in atmosfera è relativamente bassa; per quanto riguarda le sostanze inorganiche (ossidi di zolfo e di azoto) il discorso è molto diverso (es: piogge acide).

In atmosfera c'è SO₂ (= inquinante primario → emesso in quanto tale da tutte le combustioni in cui è presente zolfo) e c'è NO₂ (= inquinante secondario → deriva dalla reazione di NO): sono due sostanze gassose. La SO₂ può essere direttamente ossidata in fase gassosa:

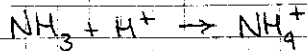


(H₂SO₄) può avere 3 destini

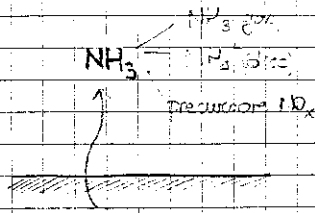
— costituire un nucleo di condensazione e formare H₂SO₄ condensato

— può rimanere sotto forma di H₂SO₄ gassoso

È importante tener conto anche dell'ammoniaca: quanto più il pH è basso e le temperature alte, quanto più si forma NH_3

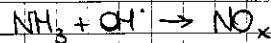


L'ammoniaca è un inquinante primario che può essere sia di origine naturale, sia antropogenica (es: terreni coltivati)



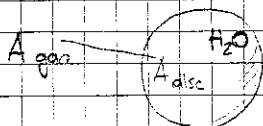
Dal terreno o dai liquidi viene emessa NH_3 gassosa; ha 3 destini:

- può rimanere come specie gassosa
- può sciogliersi in una goccia di liquido, dando NH_4^+ (disc)
- può essere un precursore degli ossidi di azoto:



Se avvengono i primi due fenomeni l'acidità atmosferica tende a diminuire, mentre se avviene il terzo l'acidità aumenta; in generale, i primi due meccanismi sono più veloci, quindi l'ammoniaca è considerata un tampone di acidità atmosferica, più che un precursore.

Riassumendo, da certi inquinanti nella fase gassosa si può passare ad avere inquinanti in fase liquida



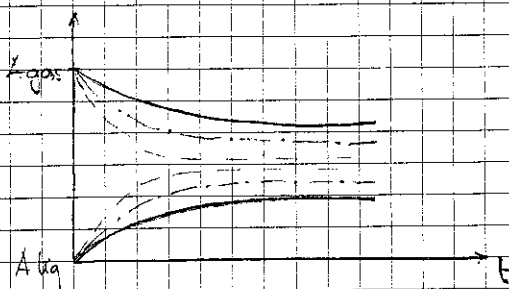
Il fenomeno di passaggio di un inquinante dalle fase gassose alla fase liquida dipende da considerazioni:

- termodinamiche
- cinetiche

Termodinamiche

Al di là del fatto che dipende dalla temperatura, tra la fase A_{gas} e la fase A_{disc} c'è un equilibrio termodinamico, legato ad una costante di Henry.

Cinetiche



Le due fasi sono in equilibrio: A_{gas} diminuisce e A_{liq} aumenta; entrambe le curve arrivano ad un valore asintotico (= equilibrio).
Le curve però possono essere più o meno ripide e questo dipende dalla cinetica, cioè dalla dinamica di scambio tra le due fasi che, a sua volta, dipende dalla superficie di contatto e dal coefficiente di scambio.

- ① - NUCLEI DI CRISTALLIZZAZIONE → particelle finissime ($10^{-2} - 10^{-3} \mu m$)
 è una classe che ha una permanenza in atmosfera, perché i nuclei tendono a reagire tra loro (molto piccoli, molto reattivi) e ad aggregarsi.
- ② - CLASSE DI ACCUMULO → particelle dell'ordine del micron
 può avere formazione primaria o può derivare dall'aggregazione di molti nuclei di cristallizzazione; si chiama "di accumulo" perché ha una lunga permanenza in atmosfera.
- ③ - PARTICELLE GROSSOLANE → particelle grandi ($100 \mu m$)
 sono generalmente di formazione primaria; ha permanenza in atmosfera modesta; si rimuove mediante sedimentazione.

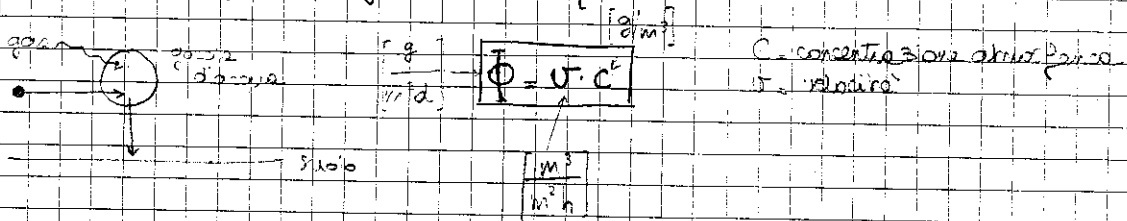
La goccia di liquido può essere una destinazione anche per le particelle solide: il liquido ha un effetto lavante anche sul solido. Questo effetto è tanto più importante quanto più c'è quantità di liquido, quanto più alta è la superficie di contatto e quanto più i solidi sono fini; le donne dei nuclei di cristallizzazione scoupare sia perché si aggregano tra loro, sia perché il liquido (ammesso che sia presente in atmosfera) li dilava.

FENOMENO di RICADUTA

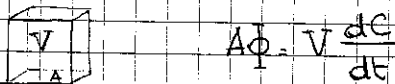
Allontanamento dall'aria di specie solide/liquide condensate e trasferimento dell'inquinante sul suolo o sulla vegetazione.

La ricaduta può essere:

- ① UMIDA: prevede di avere una goccia d'acqua, un liquido condensato o un aerosol interpollato dalla goccia d'acqua, infine la goccia d'acqua ricade al suolo.

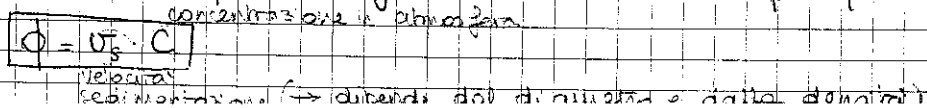


Dato un elemento di volume:



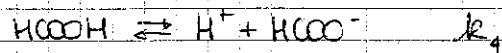
- ② SECCA: un inquinante presente nell'aria passa alla fase solida (→ chiamiamo ricaduta secca, tutto ciò che non è ricaduta umida, ovvero che non prevede la presenza di acqua).

La classe di particelle grossolane sedimentano per questa ragione.



2. $[HCOOH_g] = 0,1 \cdot 10^{-9} = 1 \cdot 10^{-10} \text{ atm}$

$[HCOOH_{aq}] = K_3 \cdot p_{HCOOH} = 3,7 \cdot 10^3 \frac{M}{atm} \cdot 10^{-10} \text{ atm} = 3,7 \cdot 10^{-7} M$



$K_4 = 1,8 \cdot 10^{-4} M$

$[H^+]^2 = 3,7 \cdot 10^{-7} \cdot 1,8 \cdot 10^{-4} \Rightarrow [H^+] = 8,16 \cdot 10^{-6} M$

$pH = -\log[H^+] = 5,09$ \approx pH dell'acqua di poggia con la sola presenza dell'acido formico

Ripetiamo i calcoli per l'acido acetico:

$[CH_3COOH_g] = 0,1 \cdot 10^{-9} = 10^{-10} \text{ atm}$

$[CH_3COOH_{aq}] = K_5 \cdot p_{CH_3COOH} = 8,8 \cdot 10^{-7} M$

$[H^+]^2 = 8,8 \cdot 10^{-7} M \cdot 1,7 \cdot 10^{-5} M \Rightarrow [H^+] = 3,86 \cdot 10^{-6} M$

$pH = -\log[H^+] = 5,41$

Il contributo più importante viene dato dall'acido formico ($8,16 \cdot 10^{-6} M$).
Considerando i tre contenuti, dobbiamo ancora calcolare il pH dovuto alla somma dei tre contenuti: sommiamo le tre diverse concentrazioni di $[H^+]$

$[H^+] = 1,88 \cdot 10^{-6} + 8,16 \cdot 10^{-6} + 3,86 \cdot 10^{-6} = 1,39 \cdot 10^{-5} M$

$pH = -\log[H^+] = 4,86$

3. Emissione di composti dello zolfo $Q(S) = 1 \cdot 10^{12} \text{ mol/y}$

Emissione di composti dell'azoto $Q(N) = 1 \cdot 10^{12} \text{ mol/y}$

Altezza media di poggia $Y = 2 \text{ mm/d} = 2 \cdot 10^{-3} \text{ m/d}$

Superficie terrestre $S = 510.042.000 \cdot 10^6 \text{ m}^2$

Volume di poggia che cade in un giorno $V = 510 \cdot 10^{12} \cdot 2 \cdot 10^{-3} = 1,02 \cdot 10^{12} \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$

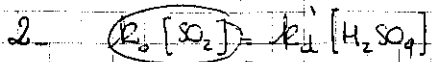
$[H^+]_{H_2SO_4}$ $[H^+]$ dovuto alla presenza di acido solforico

$[H^+]_{H_2SO_4} = \frac{1 \cdot 10^{12} \frac{\text{mol}}{\text{y}} \cdot 2 \cdot \frac{1}{365} \frac{\text{y}}{\text{d}} \cdot 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{d}}}{1,02 \cdot 10^{12} \text{ m}^3/\text{d}} = 5,37 \cdot 10^{-6} M$

$[H^+]_{HNO_3}$ $[H^+]$ dovuto alla presenza di acido nitrico

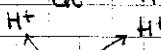
$[H^+]_{HNO_3} = \frac{1 \cdot 10^{12} \frac{\text{mol}}{\text{y}} \cdot \frac{1}{365} \frac{\text{y}}{\text{d}} \cdot 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{d}}}{1,02 \cdot 10^{12} \text{ m}^3/\text{d}} = 2,69 \cdot 10^{-6} M$

↓
ottiene una concentrazione che è la metà di quella dello zolfo



vogliamo calcolare la concentrazione dell'acido solfonico presente nelle goccioline di nebbia, perché il nostro obiettivo è calcolare il pH delle gocce, che è dato proprio dal pH

$$\frac{dc}{dt} = \frac{E}{h} = k_d c \quad (k_0 \cdot C)$$



$$[H_2SO_4] = \frac{k_0}{k_d} [SO_2] = \frac{1d^{-1}}{2d^{-1}} \cdot 6,67 \cdot 10^{-7} \frac{mol}{m^3} = 3,33 \cdot 10^{-7} mol/m^3$$

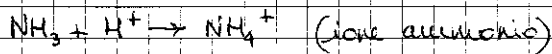
mol di H_2SO_4 in fase acquosa in un m^3 di atmosfera

$$[H_2SO_4] = \frac{333 \cdot 10^{-7} mol/m^3}{1 \cdot 10^{-4} l/m^3} = 3,33 \cdot 10^{-3} \frac{mol}{l} \rightarrow \text{quantità dell'acido solfonico in 1 l di nebbia}$$

$$[H^+] = 2 \cdot 3,33 \cdot 10^{-3} = 6,67 \cdot 10^{-3} (M)$$

$$pH = -\log [H^+] = 2,18 \rightarrow \text{pH delle gocce di nebbia}$$

3. Portata in massa dell'ammoniaca rilasciata $E(NH_3) = 56 \cdot 10^2 \frac{mol}{km^2 \cdot d}$



con i moli di acido solfonico generati i moli di H^+ che devono essere neutralizzati dall'ammoniaca. moli generate al giorno in $1 m^3$ nel volume di controllo

$$6,67 \cdot 10^{-7} \frac{mol}{m^3 \cdot d} \cdot 2 = 1,33 \cdot 10^{-6} \frac{mol}{m^3 \cdot d}$$

$$Q(NH_3) = \frac{56 \cdot 10^2 \cdot 10^{-6}}{400 m} = 1,4 \cdot 10^{-6} \frac{mol}{m^3 \cdot d}$$

19.04.2010

Completiamo il discorso relativo al discorso DEPOSIZIONI. Il meccanismo di deposizione significa che inquinanti presenti nell'aria si trasferiscono sul suolo, sulla vegetazione o su manufatti. Questo si chiama "destino dell'inquinante": in atmosfera il trasferimento è governato da fenomeni chimico-fisici, mentre al suolo il meccanismo principale è la deposizione.

Sarebbe però sbagliato creare sempre la connessione tra inquinante in fase gas a fase condensata e inquinante che si deposita: questo è vero per aerosol grossolani, ma non per particelle più fini. Inoltre, la deposizione non è sinonimo di sedimentazione: sicuramente tutta la sedimentazione porta a deposizione, ma non tutta la deposizione è figlia di una sedimentazione.

Questa specificità è importante per poter parlare correttamente della DEPOSIZIONE FECCA: è un meccanismo di trasporto di un inquinante.

$$\Phi = v_d \cdot C$$

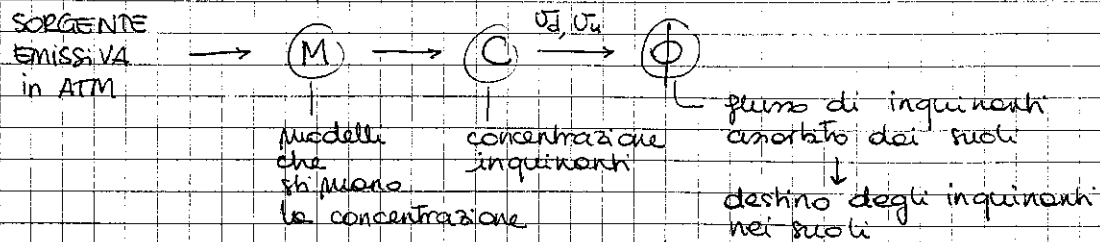
C = concentrazione della specie nell'aria

v_d = velocità di deposizione con cui la specie migra dall'atmosfera al suolo

→ non è direttamente misurabile: può solo essere calcolata

Attraverso la deposizione secca e umida si cerca di stimare l'entità dell'acidificazione dei suoli (\rightarrow assorbono specie acide quali SO_2 , HNO_3 , ...) per poter valutare l'impatto ambientale.

Riassumendo:



Inquinanti più studiati:

- * effetto O_3
- * effetto SO_2
- * effetto NO_2
- * effetto acidità atm.
- * effetto PM

in letteratura c'è tutto ciò che serve per ricostruire il cammino di trasferimento di queste sostanze (e anche l'impatto sulla salute)

Accanto a questi inquinanti, esiste un'altra categoria di inquinanti denominati con l'acronimo HAP (Hazardous Atmospheric Pollutant \rightarrow inquinanti atmosferici pericolosi): sono generalmente di origine antropogenica e vengono studiati perché sono pericolosi per la salute umana. Esiste un elenco di queste sostanze: in tutto sono 189, sono sostanze abbastanza presenti in atmosfera e di dimostrata pericolosità. In questo caso parliamo di specifici inquinanti: Pb, DDT, cicloesano, tricloroetilene, diossine, antracene.

Per studiare queste sostanze, è necessario conoscere:

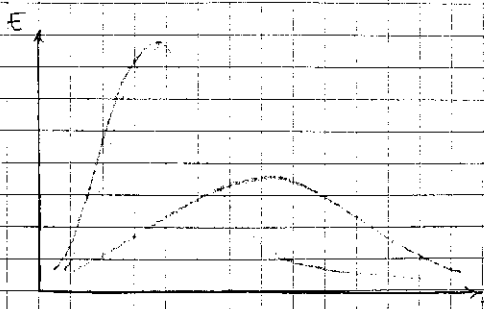
- 1 - scenario emissivo
- 2 - valutazione di concentrazioni atmosferiche
- 3 - studio della dinamica di destinazione finale
- 4 - valutazione di eventuali prodotti secondari
- 5 - valutazione di tossicità

1) mappa che, nello spazio e nel tempo, definisca i flussi emissivi \rightarrow territorio suddiviso in celle elementari delle quali conoscere la concentrazione dell'inquinante emesso: si basa sui fattori di emissione (\rightarrow numero con cui si cerca di stimare il reale flusso emissivo da poter correlare con dati di cui disponiamo \rightarrow es. potenza centrale, traffico veicolare...).

2) richiede strumentazione analitica: misurazioni che misurano lo specifico HAP in diversi istanti \rightarrow modello di dispersione per trasformare i dati in mappe

3) significa conoscere le cinetiche chimiche e fotochimiche che condizionano le reazioni degli inquinanti o conoscere il meccanismo di deposizione secca/umida che porta all'assorbimento dell'inquinante \rightarrow è simulabile in laboratorio e difficilmente ricostruibile con dati reali

L'origine del fenomeno è la seguente: lo spettro energetico che deriva dal sole è simile a quello di un corpo nero ad una certa temperatura. Nel passaggio attraverso la stratosfera ricca di O_3 , la radiazione solare incidente (+ 2 + barre) viene catturata. A sua volta, la Terra emette una radiazione che tende verso IR. Se esistesse solo quello che abbiamo detto finora la Terra avrebbe una temperatura di $-15^\circ C$.



— SPETTRO EMISSIVO DEL SOLE
 - - SPETTRO EMISSIVO DEL SOLE IN STRATOSFERA
 — SPETTRO DI EMISSIONE DELLA TERRA (+ spostato verso l'IR)

Esiste però un fenomeno di gas serra naturale: per questo la vita è possibile sulla Terra. In atmosfera esistono dei gas naturali (CO_2 e vapore d'acqua) che non sono trasparenti agli IR: essi impediscono alla radiazione IR di uscire dalla troposfera e la rinviano verso la Terra (\Rightarrow la temperatura aumenta).

A questo fenomeno si sovrappone un fenomeno antropogenico: la presenza di questi gas è aumentata, di conseguenza la trasparenza all'IR è diminuita e questo ha influito sul clima.

In che misura certe specie sono preoccupanti?

I criteri sono:

- * concentrazione: + un gas è concentrato, + filtra radiaz. IR
- * persistenza: + un gas è persistente, + prolunga la sua azione
- * capacità specifica di trattenere la radiazione IR

Di quali sostanze dobbiamo occuparci? CO_2 , CH_4 , N_2O , CFC

- VAPORE D'ACQUA \rightarrow è la sostanza più rilevante, ma di cui noi non ci occuperemo perché la concentrazione del vapore d'acqua è sostanzialmente invariata nel tempo.
- CO_2 \rightarrow ha dei livelli di concentrazione molto più elevati rispetto a tutte le altre sostanze, pur non avendo un effetto particolarmente importante. L'enorme quantità presente però fa sì che più del 50% dell'effetto serra sia dovuto proprio alle CO_2 atmosferiche.

es: 50 anni fa: $[CO_2] = 270$ ppm

oggi: $[CO_2] = 380$ ppm

TREND CRESCENTE

Dobbiamo capire:

- in che modo la CO_2 atmosferica è legata a strumenti antrop.
- su cui possiamo intervenire?
- quali interventi possono essere realizzati?

Il ciclo del carbonio è un modello molto complesso, che cerca di correlare un dato di input, ovvero le emissioni ^{antropogeniche} di carbonio con un dato di output, la variazione della concentrazione di carbonio in atmosfera.

Il problema odierno è che questi due dati, l'entrata e l'uscita in atmosfera della CO_2 , non coincidono più, a differenza del passato, quando il bilancio era costante (non era proprio perfettamente bilanciato, perché esistevano delle oscillazioni, ma col tempo il bilancio tornava in pari). Adesso invece, esiste un forte squilibrio tra ciò che entra e ciò che esce.

I due pozzi ambientali della CO_2 sono:

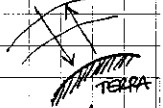
- la fotosintesi
- la dissoluzione marina

Quello che è necessario primario è quanto valga la capacità della fotosintesi (= quanti terreni e quanto velocemente riescono a fissare la CO_2) e quale sia l'intensità della dissoluzione marina. Un grosso ambito di indagine è lo studio del ciclo del carbonio nei vari comparti per cercare di quantizzare ogni contributo a scopo predittivo.

Il modello per effettuare questa predizione deve basarsi sui dati storici dei flussi emessi e delle concentrazioni nei diversi comparti. Una volta che si possiede un modello sufficientemente attendibile è possibile utilizzarlo a scopo predittivo (freccia II).

L'ultimo passaggio riguarda la conseguenza climatica: per la CO_2 è una conseguenza DIRETTA, nel senso che c'è una correlazione tra la quantità di CO_2 emessa e la variazione climatica.

$\frac{W}{m^2}$ → u.d.m. di intensità di radiazione scambiata tra atmosfera esterna e Terra



$\frac{W}{m^2 \cdot kg}$ → capacità di assorbimento di una specifica sostanza (CO_2)

La conseguenza atmosferica diretta consiste nella capacità di predire quale sarà la variazione climatica conoscendo i valori iniziali di CO_2 emessa (freccia III).

$\Delta T \rightarrow \Delta T$ nel momento in cui il flusso emesso cresce di un certo valore $[\frac{W}{m^2}]$, la temperatura sale di un certo valore corrispondente $[^{\circ}C]$.
CORRELAZIONE

Lo scopo di tutto questo processo è non far aumentare la temperatura della Terra di un certo numero di gradi, allora devo agire sul primo passaggio diminuendo le attività antropogeniche per migliorare la qualità ambientale.

Tutto questo discorso si costruisce su basi non equilibrate, poiché i pozzi ambientali non sono in grado di controllare le sorgenti. In presenza di una certa concentrazione ambientale che noi vogliamo stabilizzare, ci chiediamo quanto debbono valere le altre frecce per contenere le emissioni; è quindi un ragionamento a ritroso.

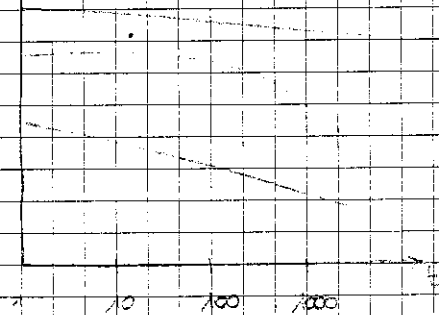
Questi ragionamenti sulla CO_2 vengono fatti su scala globale, quindi la dinamica è relativamente lenta e non si deve tener conto di variazioni locali sulla CO_2 . Inoltre, gli scenari emissivi della CO_2 non sono sito-specifici, ma generali.

Affinché NO scompaia, deve migrare fino alla stratosfera (= tempi lunghi): fino a quel momento opera la funzione di riflettere la radiazione IR.

I **CFC** derivano dagli idrocarburi dove tutti gli atomi di idrogeno sono sostituiti da atomi di cloro o di fluoro. Sono stati utilizzati come solventi, refrigeranti, propellenti nelle bombollette spray. Hanno origine solo tecnologica, poiché sono prodotti di sintesi, e hanno anche un solo meccanismo di distruzione stratosferica mediante radiazione ultravioletta.

Oggi, l'utilizzo di queste sostanze non è più consentito, quindi è un problema che tenderà a scomparire.

$$\left[\frac{\text{W}}{\text{m}^2 \cdot \text{kg}} \right] \text{GWP}$$

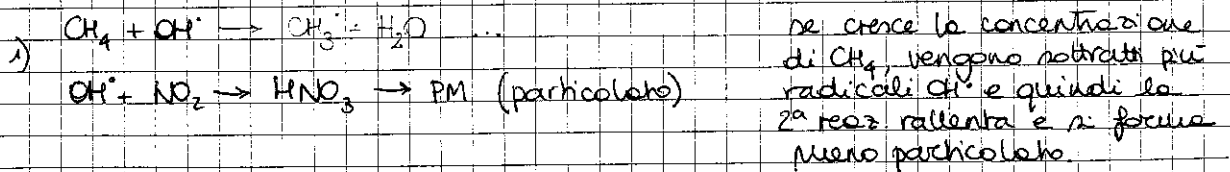


→ nell'ipotesi di un aumento della potenza, quale capacità di alterazione del bilancio energetico comporta questo stesso aumento?

EFFETTO INDIRETTO DEI GAS SERRA

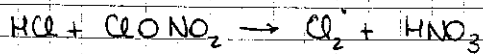
Anche gli AEROSOL possono essere considerati gas serra in quanto hanno un effetto sulla variazione climatica: possono intercettare sia la radiazione della stratosfera, sia la radiazione IR della troposfera. Contrariamente agli altri gas serra, gli aerosol hanno un effetto locale e non globale.

Facciamo degli esempi di effetto indiretto dell'aerosol:



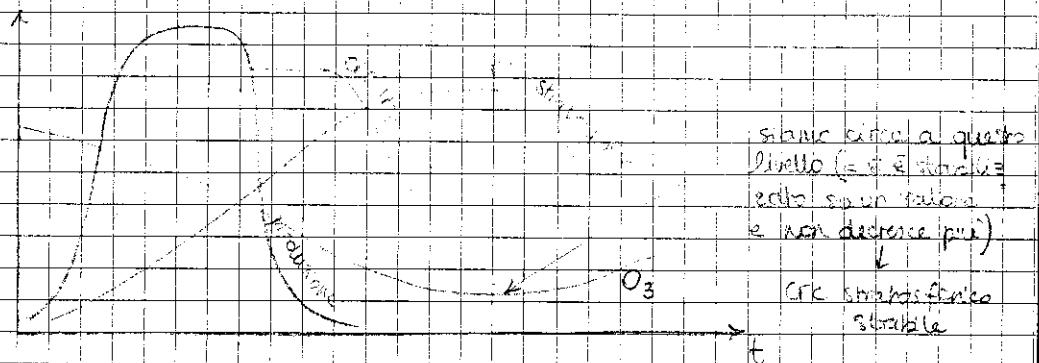
2) Il particolato (PM) può costituire dei nuclei di condensazione: il vapore d'acqua condensa in piccole goccioline; il fatto di avere meno vapore d'acqua è un effetto indiretto sui radicali OH^\cdot poiché si formano proprio a partire dal radicale OH^\cdot .

Quest'ultima reazione è possibile in tutte le atmosfere non polari; nella zona polare avviene un altro fenomeno: si formano delle NUBI POLARI STRATOSFERICHE (PSC = polar stratospheric clouds), che sono delle nubi di condensazione che si formano sui Poli a basse temperature in stratosfera (condensazione di acqua con HCl e H₂SO₄). Queste nubi hanno la capacità di adsorbire HCl e ClONO₂, e una volta che sono state adsorbite, avviene una reazione chimica:



A sua volta il Cl₂ colpito dalla luce, genera cloro radicale (Cl[•]). Ecco perché al Polo è più importante il fenomeno di distruzione dell'ozono.

Bisogna ancora capire quale può essere l'evoluzione temporale della distruzione dell'ozono. Bisogna intervenire sulle cause: infatti, i CFC non vengono più prodotti (Protocollo di Montréal). Il problema è una lentezza intrinseca dell'intervento sulle varie fasi: occorre un certo tempo per mettere fuori produzione i CFC, occorre un certo tempo affinché i CFC migrino da troposfera a stratosfera e infine, occorre un certo tempo prima che i CFC vengano degradati. Solo alla fine di tutti questi passaggi, il fenomeno di distruzione dell'ozono andrà ad esaurimento.



Quando il CFC stratosferico scomparirà, l'ozono riprenderà la sua funzione schermante. Oggi si stima che questo avverrà circa nel 2050.

Esistono dei prodotti, inventati in laboratorio, per sostituire i CFC: si chiamano HCFC (= sono come i CFC ma contengono un atomo di idrogeno che non viene sostituito da cloro o fluoro) = 1,1-DICLOROFLUOROETANO. Hanno l'enorme vantaggio ambientale che possono essere attaccati dal radicale OH[•] e la molecola si degrada (restano in atmosfera qualche anno vs CFC: 100 anni). Anche gli HCFC sono responsabili della degradazione dell'ozono, ma molto meno dei CFC.

ODP = Potenziale di Degradazione dell'Ozono

$$\text{ODP}(\text{CFC}) = 1$$

$$\text{ODP}(\text{HCFC}) = 0,2 \quad \rightarrow \text{non è zero, ma è molto + basso dei CFC}$$

↓
probabilmente anche gli HCFC spariranno dal mercato e sono regolamentati da un qualche protocollo.

26.04.2010

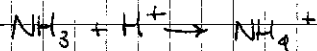
$$E_{NH_3} = 5,6 \cdot 10^2 \text{ mol/km}^2 \cdot \text{d}$$

$$Q = \frac{E}{h} = \frac{5,6 \cdot 10^2 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mol}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}}}{400 \text{ m}} = 1,4 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}$$

$$k_p [SO_2] = k_d [H_2SO_4] = 6,67 \cdot 10^{-7} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}$$

$$2 \cdot 6,67 \cdot 10^{-7} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}} = 1,33 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}$$

in ogni mole di acido solforico ci sono 2 ioni H^+ in ogni metro cubo



gli ioni H^+ devono essere neutralizzati dall' NH_3 secondo la reazione

Anche per l'ammoniaca potrebbe essere scritto un bilancio di massa:

$$\frac{dC_{NH_3}}{dt} = \frac{E_{NH_3}}{h} = k_p C$$



TERMINI
SORGENTE

↳ termine di consumo dell'ammoniaca che va a tamponare gli ioni H^+

ci aspettiamo che nel tempo la quantità di ammoniaca vada ad aumentare, perché il termine sorgente è maggiore dell'altro

* * * *

Esercitazione 6: ciclo del carbonio

ATMOSFERA

OCEANI

BIOSFERA

LITOSFERA

Ognuno di questi 4 comparti è un serbatoio di carbonio:

- atmosfera
- oceani → acque superficiali → serbatoio di carbonio
→ acque profonde
- biosfera terrestre (= foreste ed ecosistemi forestali)
↳ esiste un sottobiosfera anche negli oceani (alghe e animali marini)
- litosfera → terrestre (= sotto suolo)
→ marina (= fondali)

Da ciascuno di questi 4 comparti, verso gli altri 3, si possono instaurare dei flussi di carbonio in un verso o nell'altro

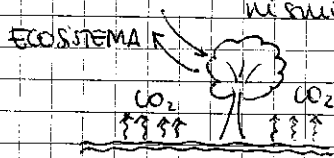
amucchite in CO_2). L'acqua amucchita in CO_2 viene a trovarsi sul fondo e viene catturata da circolazioni marine che portano l'acqua verso l'Equatore. L'acqua si riscalda e tende a rilasciare CO_2 verso l'atmosfera.

RUOLO DEGLI ECOSISTEMI FORESTALI NEL CICLO DELLA CO_2

• GPP = Gross Primary Production (= produttività primaria lorda) =
 - quantitativo di carbonio assimilato dalle piante durante il processo di fotosintesi.

• NPP = Net Primary Production (= produttività primaria netta) =
 $NPP = GPP - R_A$
 ↳ quantitativo di carbonio rilasciato in atmosfera durante il processo di respirazione delle piante

• NEP = Net Ecosystem Production (= produttività ecosistemica netta)
 $NEP = NPP - R_m$
 ↳ quantitativo di carbonio rilasciato in atmosfera durante il processo di respirazione dei microrganismi che trovano sul suolo (lettiera)



LETTIERA = primo strato del suolo fatto da microrganismi e foglie morte
 (→ decomposizione → fermentazione)

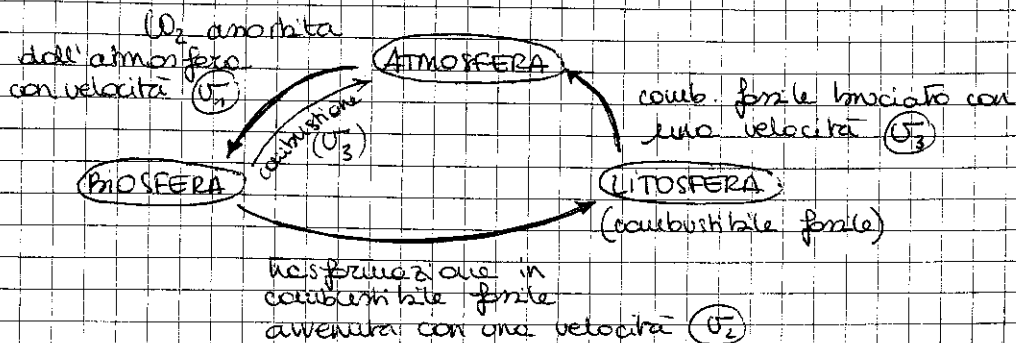
• NBP = Net Biome Production (= produttività netta del bioma)

ecosistema su scala regionale di cui si conoscono le caratteristiche (es. foreste di latifoglie)

↓
 dobbiamo tener conto ad esempio, se nel bioma si sviluppa un incendio o se il bioma viene attaccato da una popolazione di microrganismi. Il flusso di CO_2 viene quindi alterato nel tempo.

La produttività primaria netta è influenzata sia da un ciclo diurno, sia da un ciclo stagionale.

Un'attività produttiva è ambientalmente compatibile quando la CO_2 generata viene riassorbita dal pozzo ambientale, che si trova nella stessa area, che l'ha generata.



PIANTAGIONI ENERGETICHE	PRODUTTIVITÀ SPECIFICA MEDIA	SUPERFICIE (ha · 10 ³)	TEMPO DI CEDUZIONE	SUPERFICIE TOT. (ha · 10 ⁹)
PIPPO	22 t/ha · y	4886	4 t(y)	1954
EUCALIPTO	26 t/ha · y	4134	8 t(y)	3307
ROBINIA	16 t/ha · y	6718	8 t(y)	5374
SAUCE	23 t/ha · y	4670	10 t(y)	4670

↓
 prodotto della superficie per il tempo di ceduzione

30.04.2010

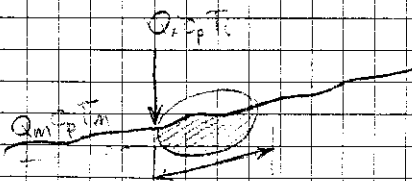
ACQUE SUPERFICIALI

Occupiamoci innanzitutto dell'inquinamento termico. Dire che la temperatura è un parametro inquinante è esagerato. Esiste però il problema legato allo scarico di flussi a temperature molto elevate, derivanti da processi che disperdono calore riversandolo in acque. Se si scaricano acque calde in un fiume, l'ambiente biologico è alterato perché non tutti i microrganismi vivono bene a temperature elevate: è quindi un problema prevalentemente biologico. Generalmente il flusso viene scaricato prima in un fiume, poi finisce in un lago e poi in mare.

Esistono due problematiche:

- impatto ravvicinato alla zona di immissione di acque calde
- impatto a distanza maggiore

I fenomeni che si generano sono diversi se si tiene conto della zona immediatamente vicino all'immissione (→ non c'è mescolamento tra i due fluidi) o di quella più distante (→ miscelamento perfetto: ci vuole un certo tempo prima che si torni ad avere la temperatura naturale dell'acqua). Esistono in letteratura dei modelli fluidodinamici che calcolano qual è il "pennacchio termico" che si genera in seguito all'immissione del refluo caldo: l'acqua calda tende a galleggiare, mentre quella fredda rimane sul fondo. Questi modelli servono a prevedere l'andamento delle temperature nel campo circostante: vengono considerati i 3 casi in cui il pennacchio può disperdersi su cui vengono riportate le temperature raggiunte.

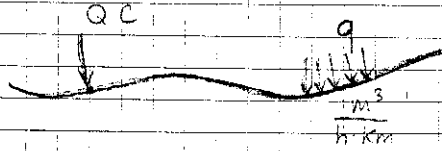


$$Q_{valle} = Q_m + Q_c$$

$$T_{valle} = \frac{Q_c T_c + Q_m T_m}{Q_c + Q_m}$$

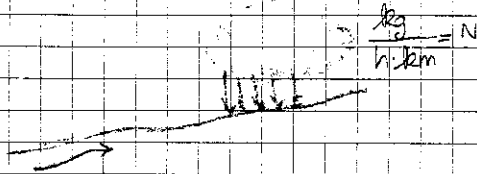
Ad una certa distanza dal punto di immissione, si può ritenere che la temperatura si omogeneizza, ovvero che i due flussi si mescolino perfettamente tra loro.

La situazione si complica leggermente se, al posto di avere carichi puntuali, abbiamo carichi distribuiti.



$\frac{dQ}{dz} = q \rightarrow$ la portata aumenta gradualmente e non a gradini

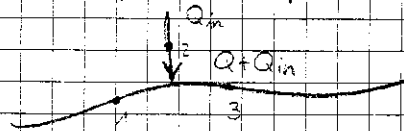
Si può anche avere un carico distribuito di inquinante:



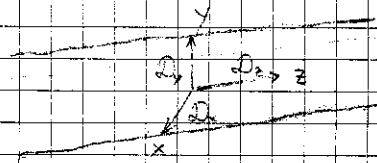
$\frac{d(QC)}{dz} = N$

Questo approccio riguarda solo sostanze completamente disciolte in acqua e che non sedimentano sul fondo: per sostanze come le diossine questo metodo è valido, ma non è sempre così.

C'è un altro problema però: non sempre le portate del fiume sono note. Bisogna poi anche capire quali portate utilizzare nei calcoli e nei bilanci.



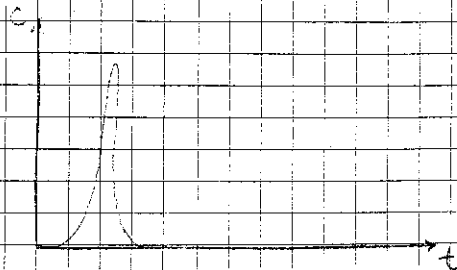
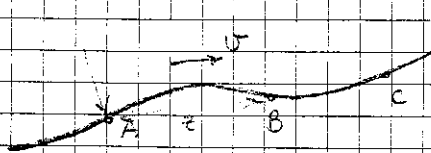
Dobbiamo fare anche un ragionamento dispersivo:



D_x e D_y estremamente elevati \Rightarrow non ci sono variazioni di concentrazione lungo x e y

$D_z = 0 \rightarrow$ significa ipotizzare un fiume perfettamente a pistone (senza nessun colamento lungo z)
 $\hookrightarrow D_z$ non è né 0, né zero!

Supponiamo di avere un fiume nel quale viene versato un fluido: lo versamento è istantaneo e il miscelamento immediato.



Se non esistesse il fenomeno di dispersione longitudinale, dopo un $t = \frac{z}{v}$, l'operatore nel punto B vedrebbe passare l'impulso; l'operatore lagrangiano vede il nucleo di inquinamento e vede davanti e dietro di sé acque pulite. Nella realtà, però, esiste una

Considerare un'asta fluviale il cui grafico è riportato nella pagina precedente.

CURVA 2 :- a 5h dall'immissione viene registrata
 - il picco di concentrazione si trova a 1025 m dal punto di immissione.

① calcolare la velocità media del fiume

CURVA 3 :- $\sigma_1 = 350$ m deviazione standard.

- $L_3 = 1975$ m

② calcolare D_L

$$v = \frac{L_2}{t_2} = \frac{1025 \text{ m}}{5 \text{ h}} = 205 \text{ m/h}$$

$$D_L = \frac{\sigma_1^2}{2t} \rightarrow D_L = \frac{(350)^2}{2 \cdot 9,6} = 6400 \frac{\text{m}^2}{\text{h}}$$

$$\rightarrow t = \frac{x}{v}$$

$$t_3 = \frac{1975 \text{ m}}{205 \text{ m/h}} = 9,6 \text{ h}$$

ESERCIZIO 2 : BIODEGRADAZIONE

Benzene
 (C_6H_6)



↓ immissione benzene



$$v = 0,3 \text{ m/s}$$

$$k_{bio}(C_6H_6) = 0,1 \text{ d}^{-1}$$

$$1 \text{ miglio} = 1609 \text{ m}$$

$$C = C_0 e^{-k_{bio} t} \rightarrow \frac{C}{C_0} = e^{-k_{bio} t}$$

$$t = 20 \text{ mi} \cdot \frac{1609 \text{ m}}{1 \text{ mi}} \cdot \frac{1}{0,3 \text{ m/s}} \cdot \frac{1 \text{ h}}{3600 \text{ s}} \approx 30 \text{ h}$$

$$30 \text{ h} \approx 1,2 \text{ d} \rightarrow \frac{C}{C_0} = 0,87$$

ESERCIZIO 3 : VOLATILIZZAZIONE

TCF

$$C_e = 1 \text{ ppb}$$

$$H_{TCF} = 0,4$$

$$C_g = \emptyset$$

Calcolare qual è il flusso di TCF che lascia il fiume per volatilizzare?

$$\emptyset = kA \left(C_e - \frac{C_g}{H} \right)$$

$$\emptyset = \left(\frac{D_w}{\Delta w} \right) C_e$$

$\rightarrow k$

$$\frac{dc}{dz} = - \left(\frac{\omega_p}{D} \right) c \quad \rightarrow \quad \omega_p = \frac{2/9 \cdot g \cdot \left(\frac{\rho_s}{\rho_f} - 1 \right) \cdot r^2}{\nu}$$

$$C = C_0 e^{-\left(\frac{\omega_p}{D} \right) z}$$

ρ_s = densità particelle

ρ_f = densità fluido

r = raggio particella

ν = viscosità cinematica

Consideriamo prima le particelle aerei diametro pari a 1 μm , quindi hanno $r = 0,5 \mu\text{m}$; inoltre:

$$\rho_s = 2,6 \text{ g/cm}^3$$

$$\nu = 0,013 \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$D(1 \mu\text{m} = d, \text{acqua}) = 5 \cdot 10^{-9} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$\omega_p = 6,7 \cdot 10^{-5} \text{ cm/s}$$

$$\frac{\omega_p}{D} = 1,3 \cdot 10^4 \text{ cm}^{-1}$$

$$\frac{1}{2} = e = 1,3 \cdot 10^4 \text{ cm}^{-1} \cdot z$$

$\rightarrow z = 95 \mu\text{m}$ le particelle sono schiacciate sul fondo, perché sono talmente grandi da non riuscire a sollevarsi

Consideriamo ora la seconda classe di particelle:

$$d = 0,01 \mu\text{m} \rightarrow r = 0,005 \mu\text{m}$$

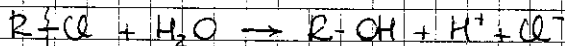
$$\omega_p = 6,7 \cdot 10^{-9} \text{ cm/s}$$

$$D(d = 0,01 \mu\text{m}, \text{acqua}) = 5 \cdot 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$\frac{\omega_p}{D} = 0,013 \text{ cm}^{-1}$$

$$z_{1/2} \approx 50 \text{ cm}$$

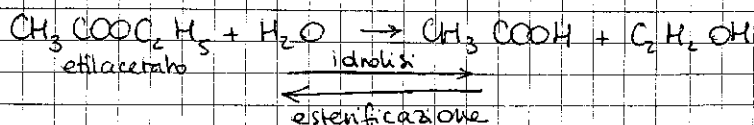
ESERCIZIO 5



IDROLISI

↑
rilascio del cloro all'interno del sistema

Questo processo dal punto di vista ambientale è molto importante, perché pur non essendo biodegradabile la molecola genitrice, attraverso l'idrolisi, la molecola figlia può essere a valle dell'idrolisi può quindi innescare un procedimento di biodegradazione.



i prodotti sono + biodegradabili dei reagenti

Introduciamo un'altra grandezza x che è la concentrazione di sostanza inquinante considerata per chilogrammo di solido e misurata in g/kg .

Si ipotizza che si instauri immediatamente un equilibrio tra le due ripartizioni di inquinante: questo significa che tra C_d e x si instauri un equilibrio di proporzionalità.

$$x = k C_d \quad \begin{array}{l} \text{equilibrio tra concentrazioni} \\ \text{nel solido e concentrazione nel} \\ \text{liquido (l'equilibrio è sempre} \\ \text{costante proporzionale tra due fasi)} \end{array} \quad C_d \rightleftharpoons x$$

La cinetica di scambio tra particelle liquide e il solido è molto veloce, quindi le particelle sono molto piccole: per questo vale la relazione scritta sopra.
La costante k dipende sia dal tipo di inquinante, sia dalle sue caratteristiche chimico-fisiche.

Esiste un legame anche tra x e C_s :

$$C_s = x \cdot M = k C_d \cdot M$$

Quindi la concentrazione totale è pari a:

$$C_{tot} = C_d + C_s = C_d (1 + k \cdot M)$$

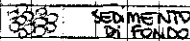
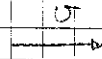
da cui

$$C_d = \frac{C_{tot}}{1 + kM} \rightarrow \text{di soluto}$$

e

$$C_s = \frac{kM}{1 + kM} C_{tot} \rightarrow \text{sospesa}$$

Noi riteniamo lo fase liquido del fiume in verso trasversale come perfettamente miscelata; nelle fase liquide ci sono dei solidi sospesi che contengono dell'inquinante. Al di sotto è presente un SEDIMENTO di FONDO che sta fermo rispetto all'acqua del fiume che scorre. Anche il sedimento di fondo è composto da solido e da liquido, in un rapporto molto diverso dall'acqua fluente (= liquido + qualche particella): è un fango più o meno concentrato con dell'acqua tra particella e particella.



Anche per il sedimento di fondo vale l'ipotesi di ripartizione dell'inquinante tra parte solida e parte liquido. Il sedimento di fondo è in equilibrio dinamico con l'acqua fluente.

Analizziamo i fenomeni evolutivi degli inquinanti.

① a) SEDIMENTAZIONE / RISOLLEVAMENTO

→ è un fenomeno fisico reversibile

Chiamiamo v_s = velocità di sedimentazione

v_r = velocità di risollevaramento

Sono due grandezze che influiscono sui solidi e sull'inquinante adsorbito su di essi.