

1. LO SMOG FOTOCHIMICO A SCALA DI BACINO

Il “progresso” ha portato l’uomo a condurre regimi di vita per i quali il superfluo è diventato necessario, soprattutto nell’ultimo dopoguerra e nei Paesi più evoluti. Tali regimi di vita hanno indotto un’elevata alterazione degli ambienti naturali. In particolare, conseguenze nefaste sono andate a carico dell’atmosfera nella quale si riversano, tra gli altri, ossidi di azoto (NO_x), composti organici volatili (COV) e composti di varia natura che, con la complicità della radiazione solare, distruggono l’ozono (O_3) della stratosfera ed aumentano la concentrazione di quello troposferico.

Quest’ultimo, ormai, raggiunge al suolo concentrazioni allarmanti seguendo meccanismi che spesso sono poco noti e solo recentemente vengono studiati con la necessaria attenzione.

1.1 Lo smog fotochimico

Lo smog fotochimico è la miscela di tutti gli inquinanti atmosferici che partecipano alla catena di reazioni chimiche innescate dalla radiazione solare. La catena delle reazioni e gli inquinanti che vi partecipano sono poco noti, ma si conoscono alcuni precursori (COV e NO_x) e si considera l’ O_3 come il principale tracciante.

I primi casi di smog fotochimico vennero segnalati negli anni ’40 a Los Angeles, ma negli ultimi 10-15 anni il fenomeno si è ampiamente diffuso ed ha destato preoccupazione in tutto il mondo.¹

La formazione dello smog fotochimico è complessa in quanto la sua composizione varia nello spazio e nel tempo in relazione alle concentrazioni dei precursori presenti nelle masse d’aria che sono soggette al continuo movimento sotto l’effetto dei venti. Generalmente gli episodi critici, quindi, non sono direttamente legati alle emissioni locali dei precursori e neppure risultano circoscritti.

¹ Le concentrazioni medie odierne di ozono si aggirano attorno ai 30-40 ppb rispetto ai 10-15 ppb dell’epoca preindustriale (Finlayson-Pitts et Al., 1997).

Data la complessità del fenomeno non sempre è semplice definirne l'origine e le caratteristiche. Per questo, nell'attuale contesto, ci si limita a classificare e descrivere gli inquinanti più conosciuti, delineando, quando possibile, i meccanismi che li generano in modo da caratterizzarli, secondo la loro natura, in **primari** o **secondari**. I primi sono immessi direttamente nell'atmosfera mentre gli inquinanti secondari sono frutto di reazioni chimiche che avvengono nell'atmosfera stessa.

I principali inquinanti primari sono:

- composti dello zolfo (SO_2 , H_2S);
- composti dell'azoto (NO , NO_2 , NH_3);
- composti del carbonio (idrocarburi, CO , CO_2);
- composti alogenati (HCl , HF , HBr , clorofluorocarburi);
- particolati (classificati in ragione del loro diametro come $\text{PM}_{2.5}$ o PM_{10}).

Gli inquinanti secondari sono molto numerosi e spesso di attribuzione incerta. Attualmente, quelli di maggiore interesse sono i principali componenti dello smog fotochimico (O_3 , perossiacetilnitrato, ...)

Dalle emissioni non è possibile stabilire graduatorie di tossicità dei singoli inquinanti perché i loro effetti sono molto differenti e la loro pericolosità dipende dai diversi tempi di permanenza in atmosfera e dalle condizioni meteorologiche che ne determinano la rimozione.

Per questi motivi, di seguito si riporta solo una descrizione breve dei principali inquinanti che intervengono nella formazione dello smog fotochimico o che sono utili per controllarne le cause. Si presterà particolare attenzione all'ozono perché risulta essere il principale inquinante secondario dello smog fotochimico.

1.1.1 Gli ossidi di Azoto

In termini di inquinamento atmosferico gli ossidi di azoto (NO_x) che destano maggiore preoccupazione sono il monossido di azoto (NO) e il biossido di azoto (NO_2).

Gli ossidi di azoto emessi in atmosfera possono avere origine sia naturale che antropica: i primi derivano dai processi di nitrificazione e denitrificazione, i secondi dalle combustioni.

Elevate emissioni di NO_x derivano dalla combustione di combustibili fossili effettuata per produrre energia elettrica e per riscaldare gli ambienti commerciali e domestici.

Altre fonti di emissione di NO_x risultano essere le attività di raffineria del petrolio, della siderurgia, della produzione del coke, della chimica e petrolchimica e altre industrie come quelle coinvolte nei settori meccanico, agroalimentare, tessile. In ambiente urbano la maggior parte delle emissioni di NO_x deriva dal traffico autoveicolare.

Gli ossidi di azoto, una volta emessi in atmosfera, hanno un tempo medio di persistenza di circa 5 giorni (Gaudioso D. et al., 1989)². Costituendo una fonte primaria per la formazione dello smog fotochimico ed avendo una permanenza così lunga in atmosfera, gli NO_x possono venire trasportati lontano dalle fonti di emissione. Qui, per effetto della radiazione solare, possono dar luogo alla formazione degli ossidanti fotochimici e quindi produrre forme di inquinamento le cui origini risiedono altrove.

1.1.2 I Composti Organici Volatili (COV)

I COV sono tutte le sostanze organiche che, esposte all'aria passano allo stato gassoso; esempi di COV sono l'acetone, l'alcool etilico o metilico, il benzene, ecc. Tra i COV vengono incluse anche tutte le sostanze organiche gassose a temperatura ambiente.³ Tali sostanze sono per lo più combustibili o solventi.

Le emissioni preponderanti derivano da perdite per evaporazione di solventi, di combustibili dagli autoveicoli e dai depositi durante le operazioni di rifornimento o di travaso dai serbatoi, di prodotti della decomposizione anaerobica di rifiuti⁴ interrati e da fuoriuscite di gas dalle reti di distribuzione.

Altre emissioni di COV provengono dalla manifattura e lavorazione di prodotti chimici, quali la gomma, i polimeri, le colle, le pitture e vernici, gli inchiostri, il bitume, le paraffine, ecc.

² I principali meccanismi di rimozione sono: il lavaggio dovuto alle precipitazioni, l'assorbimento su superfici liquide, l'adsorbimento su particelle solide e le reazioni chimiche e biologiche.

³ L'EPA definisce come COV i composti organici che hanno una tensione di vapore maggiore di 0.1 mmHg in condizioni normali (20 °C e 760 mmHg) (Gaudioso D. et al., 1989).

⁴ Il composto organico volatile più direttamente connesso ai rifiuti di origine urbana è il metano, il quale viene continuamente emesso a seguito della degradazione anaerobica del materiale organico.

Le foreste sono una fonte naturale di COV, in quanto responsabili dell'emissione di ragguardevoli quantità di isoprene.

1.1.3 L'ozono

In natura l'ozono (O_3) si trova in concentrazioni rilevanti nella ozonofera (fascia di stratosfera compresa fra 20 e 30 km di altezza) dove forma uno strato protettivo nei confronti della radiazione ultravioletta di origine solare della banda B ($295 \text{ nm} < \lambda < 320 \text{ nm}$).

Nei bassi strati dell'atmosfera, invece, di norma è presente in basse concentrazioni, tranne che nelle aree urbane e suburbane dove alcuni inquinanti possono indurre la formazione. Le reazioni chimiche che producono ozono danno luogo anche a diverse altre sostanze ossidanti, come il perossiacetilnitrito (PAN), gli acidi nitrico e nitroso, le aldeidi.

Il fatto più importante che influenza il comportamento dell'ozono è che questo inquinante nella bassa atmosfera non ha sorgenti proprie. Si forma, infatti, come prodotto di reazioni chimiche, innescate dalla radiazione solare, che coinvolgono inquinanti primari (i precursori), ovvero gli idrocarburi volatili (COV) e gli ossidi di azoto (NO_x) emessi dalle sorgenti antropiche, principalmente legate al traffico veicolare. Ciò dà luogo ad un comportamento dell' O_3 assai diverso rispetto a quello degli inquinanti primari, le cui concentrazioni in un punto tendono ad essere correlate con le emissioni di sorgenti vicine. Infatti le relazioni che legano le concentrazioni di O_3 con le emissioni di VOC ed NO_x risultano alquanto complesse e fortemente non lineari.

Raramente elevate concentrazioni di O_3 possono essere attribuite a singole emissioni; la loro presenza risulta, invece, dalla combinazione dei precursori provenienti da tutte le sorgenti incontrate dalla massa d'aria ricettrice.

Le concentrazioni di O_3 sono influenzate anche da diverse variabili meteorologiche, tra cui l'intensità della radiazione solare, la direzione e la velocità del vento, la stabilità atmosferica, l'altezza dello spessore di rimescolamento, la temperatura.

Le reazioni chimiche che formano l' O_3 , coinvolgono inquinanti precursori (NO_x e COV) che, essendo immessi in atmosfera principalmente dal traffico autoveicolare, hanno andamenti temporali particolarmente sensibili alle fluttuazioni orarie e giornaliere dei flussi automobilistici. Questi effetti, combinati con l'andamento della luce solare necessaria per

innescare le reazioni danno luogo a caratteristici andamenti che possono essere schematizzati come segue:

al mattino, verso le 7 - 8, si presenta un picco di NO dovuto alle consistenti emissioni del traffico veicolare. L'ossido di azoto si converte successivamente in NO₂, che presenta quindi un picco intorno alle 9 - 10. L'accumulo di O₃ non inizia fino a quando la conversione di NO in NO₂ non è quasi ultimata; una volta iniziata la formazione di O₃, la sua concentrazione aumenta rapidamente e raggiunge quindi il valore massimo tra la fine della mattina e il primo pomeriggio (11-16). Successivamente l'O₃ tende a diminuire a causa della diminuzione della radiazione solare. Le variazioni meteorologiche danno luogo a sistematiche variazioni stagionali delle concentrazioni di O₃: i valori più elevati si hanno d'estate (particolarmente in luglio ed in agosto) ed i più bassi d'inverno.

L'ozono e l'ambiente urbano

La formazione degli ossidanti avviene su scala locale (come quella urbana) e regionale (che rende conto delle concentrazioni di ozono in aree suburbane). A scala locale gli ossidanti presentano grandi variazioni spaziali e temporali con intensi picchi di concentrazione di cui sono responsabili le sorgenti inquinanti locali. Le alte concentrazioni a scala regionale generalmente sono in relazione con i fenomeni meteorologici caratterizzati da situazioni di alta pressione stabile e possono permanere per alcuni giorni. Non è quindi possibile studiare lo smog fotochimico senza accoppiare varie scale spazio-temporali.

Di notevole importanza per lo studio dell'ozono a scala urbana risulta lo studio della dispersione locale perché i processi di urbanizzazione producono radicali cambiamenti nelle caratteristiche dell'atmosfera. Questi cambiamenti riguardano la trasformazione delle proprietà radiative e termiche, delle caratteristiche aerodinamiche e di umidità. Per esempio, i materiali dell'edilizia aumentano la capacità termica del sistema urbano e rendono la sua superficie più impermeabile all'acqua. La geometria delle costruzioni produce multiriflettività dando origine ad un intrappolamento della radiazione solare. Il calore e l'acqua, come prodotti dell'attività umana, si aggiungono alle sorgenti naturali di calore e di acqua del sistema urbano. Il risultato è che durante il giorno l'area urbana immagazzina più calore dei suoi dintorni e, quindi, durante la notte, specie con condizioni

di vento debole, l'aria della città diviene più calda di quella dei sobborghi rurali. Tutto ciò dà luogo al fenomeno delle isole di calore rappresentato nello schema di fig. 1.1.

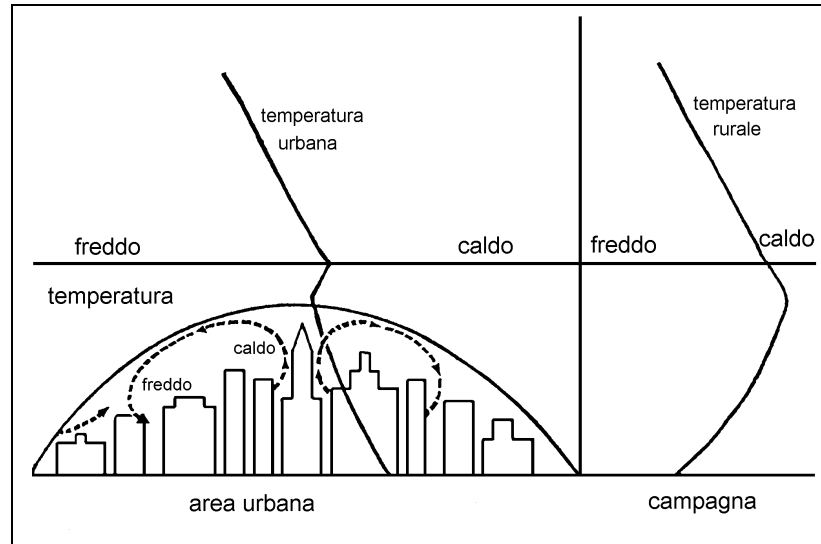


Fig. 1.1 Isola di calore.

L'isola di calore ha un'influenza diretta sulle capacità dispersive dell'atmosfera e quindi sulla possibilità di diluire gli inquinanti.

La struttura urbana ha importanti conseguenze anche sul campo del vento la cui velocità in generale viene rallentata per effetto dell'attrito prodotto dalla superficie (gli edifici di un'area urbana oppongono una resistenza maggiore al flusso del vento rispetto alle aree rurali), mentre la struttura viaria ne forza la direzione.

L'ambiente urbano, quindi, necessita di particolare attenzione nell'ambito degli studi rivolti al fenomeno dell'inquinamento da smog fotochimico.

È stato provato che nelle città del nord Europa la riduzione delle emissioni degli ossidi di azoto e dei COV può ridurre le concentrazioni di O₃ troposferico (Derwent et Al., 1979).

In Italia sono stati eseguiti pochi studi sul fenomeno dello smog fotochimico, benché l'ozono abbia superato più volte i limiti di allarme e siano disponibili molti dati, ottenuti tramite campagne di misura specifiche e da reti di monitoraggio automatiche, soprattutto in Val Padana. Tuttavia ancora scarse sono le applicazioni per descrivere i trasporti dei precursori e dei prodotti delle reazioni fotochimiche. Rispetto all'Europa, l'Italia è carente di studi modellistici sulla formazione dello smog fotochimico e sul trasporto dei relativi

componenti perché mai è stato favorito questo tipo di ricerche avendo deliberatamente privilegiato le misurazioni.

L'attività di monitoraggio non risolve da sola il duplice problema del controllo e del risanamento dell'atmosfera. Il controllo della qualità dell'aria richiede, infatti, strumenti interpretativi, capaci di estrapolare nello spazio e nel tempo i valori misurati nelle postazioni dagli analizzatori, mentre il risanamento dell'atmosfera può essere ottenuto soltanto con piani che riducano le emissioni. In altre parole senza adeguati strumenti capaci di legare le cause di inquinamento con i relativi effetti, le reti di rilevamento non sono in grado di soddisfare le finalità per le quali vengono costruite. I modelli matematici, pertanto, sono lo strumento necessario per completare le reti automatiche di rilevamento della qualità dell'aria. Infatti, solo le simulazioni condotte mediante modelli matematici possono integrare ed interpretare in modo oggettivo e quantitativo le basi di conoscenze fornite dalle reti di monitoraggio.

In particolare la complessità dei processi che portano alla formazione dello smog fotochimico e la non linearità dei fenomeni obbligano a studi accurati, condotti con campagne di misura specifiche e modelli appropriati, prima di affrontare qualsiasi intervento di risanamento. In effetti, la diminuzione dell'immissione in atmosfera di inquinanti primari non necessariamente porta ad una diminuzione degli inquinanti secondari come l'ozono e ad una attenuazione del fenomeno dello smog fotochimico. La riduzione di ozono troposferico potrebbe, infatti, essere ottenuta attraverso differenti strategie di abbattimento e, pertanto, il risanamento deve essere preceduto da uno studio dei rapporti causa-effetto non eseguibile con il solo monitoraggio.

L'ozono oltre l'ambiente urbano

Lo smog fotochimico, per la sua natura di inquinamento secondario, è governato da processi complessi e da variabili di difficile determinazione. Una dimostrazione del suo comportamento peculiare è data dall'andamento temporale e spaziale delle concentrazioni di O₃. Infatti, le relazioni che legano le concentrazioni di O₃ con le emissioni di COV e NO_x risultano fortemente non lineari e si possono così caratterizzare:

- raramente uguali variazioni di COV e NO_x producono medesime variazioni delle concentrazioni di O₃;

- le variazioni spaziali tendono ad essere molto più graduali di quelle degli inquinanti primari: se la concentrazione di O₃ è elevata in una stazione di rilevamento allora è assai probabile che lo sia anche in una vasta area attorno a quella stazione (da decine a centinaia di chilometri quadrati).

L'approfondimento dei meccanismi che regolano la presenza e l'evoluzione delle concentrazioni di sostanze inquinanti di tipo secondario in atmosfera prevede la conoscenza dei processi meteorologici, che hanno spesso un ruolo dominante per la modulazione delle emissioni in relazione anche alle caratteristiche del territorio.

Queste ultime, assieme ai fenomeni meteorologici di tipo sinottico, determinano il campo dei venti, responsabile del trasporto dei precursori in un'area molto più vasta di quella di origine. Ad esempio, uno studio effettuato nei pressi di Ravenna mostra l'importanza del rimescolamento atmosferico per spiegare le concentrazioni di O₃ registrate al suolo e in quota. Il particolare sistema di brezze che contraddistingue l'area risulta responsabile dei processi di fumigazione notturna agendo come riserva di ozono quando le condizioni di stabilità atmosferica ricircolano sempre le stesse masse d'aria (Orciari, 1996).

Tale studio conferma un'altra ricerca dalla quale risulta che la distribuzione dell'ozono può essere influenzata sia dalla presenza di un terreno ad orografia complessa che da circolazioni di brezza sia di monte-valle che di terra-mare (Lalas et Al., 1983).

1.1.4 Processi fotochimici

Alcune reazioni che avvengono nell'atmosfera sono rese possibili dalla presenza della radiazione elettromagnetica che fornisce l'energia necessaria per la rottura omolittica ed eterolitica di legami chimici con la formazione di molecole attivate, ioni e radicali liberi.

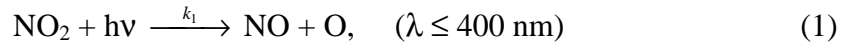
Alcuni radicali liberi, l'ossidrile (HO·) e il perossidrile (HOO·), sono di notevole interesse per la formazione di ozono perché molto reattivi, nel caso specifico, nei confronti delle sostanze presenti in atmosfera.

L'ossidante più importante è l'ozono, ma ad esso si affiancano altri *ossidanti fotochimici* come: H₂O₂, i perossidi organici (R-O-O-R'), Gli idroperossidi organici

(R-O-O-H), il perossiacetilnitrato (PAN, CH₃C(O)OONO₂) e gli omologhi come il perossibenzoilnitrato (RCH₃C(O)OONO₂)⁵.

Il modello chimico

L'ozono si produce a partire dalla fotolisi di NO₂, secondo lo schema :



e viene distrutto dalla reazione⁷:



La velocità di formazione dell'O₃ nelle reazioni (1) e (2) è data dalla relazione:

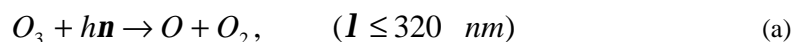
$$\frac{d[\text{O}]}{dt} = k_1[\text{NO}_2][h\nu] - k_2[\text{O}][\text{O}_2][\text{M}]$$

In condizioni stazionarie ($\frac{d[\text{O}]}{dt} = 0$), si ha:

⁵ R è un gruppo alchilico; nel caso del perossibenzoilnitrato è il gruppo benzilico.

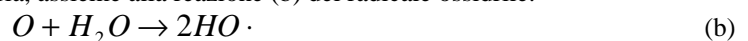
⁶ M è un catalizzatore, ovvero una sostanza che partecipa alla reazione, ma non viene modificata dalla stessa. Di solito è una molecola di azoto (N₂) o di ossigeno (O₂) (National Research Council, 1991). La quantità hv, invece, è l'energia della radiazione elettromagnetica incidente.

⁷ La reazione descritta non è la sola a distruggere l'ozono. Esiste, infatti un'altra reazione responsabile del consumo di O₃:



Si riporta soltanto la prima in quanto permette di stabilire una relazione tra la concentrazione di O₃ e quella degli inquinanti primari.

La reazione (a), inoltre, è la fonte primaria, assieme alla reazione (b) del radicale ossidrilico:



$$[O] = \frac{k_1 [NO_2][hn]}{k_2 [O_2][M]} \quad (4)$$

Dalle reazioni (1) e (3), invece, si ricava :

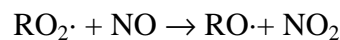
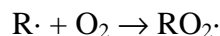
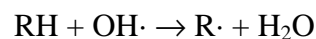
$$\frac{d[NO_2]}{dt} = -k_1 [NO_2][hn] + k_3 [NO][O_3]$$

che in condizioni stazionarie ($\frac{d[NO_2]}{dt} = 0$), permette di calcolare la concentrazione di O_3 :

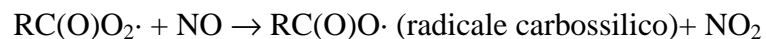
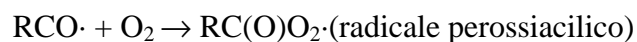
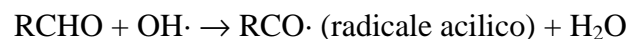
$$[O_3] = \frac{k_1 [NO_2][hn]}{k_3 [NO]} \quad (5)$$

Sperimentalmente le concentrazioni in atmosfera di O_3 e di NO_2 risultano più elevate di quelle calcolate tramite le (4) e (5) usando costanti cinetiche ottenute in laboratorio e, quindi, si ritiene che i processi chimici siano più complessi di quelli ipotizzati.

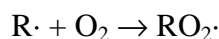
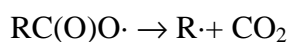
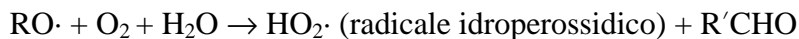
Una importante sequenza di reazioni che modifica le concentrazioni di NO è iniziata dal radicale $HO\cdot$ e prevede il seguente meccanismo :



Se l'idrocarburo (RH) in questione è un'aldeide si formano i radicali acilico e perossiacilico secondo le seguenti reazioni:

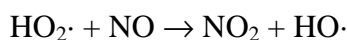


I radicali così ottenuti reagiscono, alla fine, con l'ossigeno, per dare radicali ossidrilici o perossidrilici che possono ossidare altre molecole di NO a NO₂ :



Il radicale perossialchilico ottenuto dall'ultima reazione può ossidare NO oppure partecipare ad una reazione di fine catena.

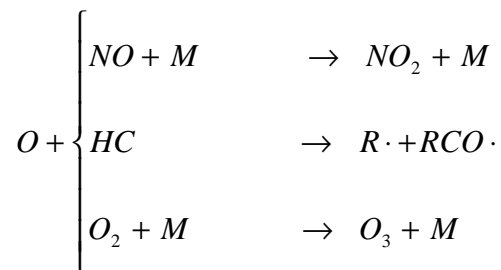
Il radicale idroperossidico (HO₂·) può reagire con NO per riformare il radicale ossidrilico OH· e completare, così, il ciclo:



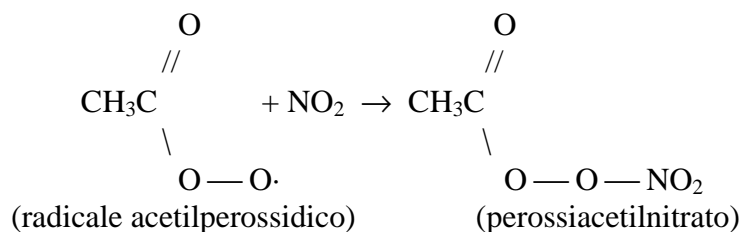
Si osserva, quindi, che gli idrocarburi convertono gran parte di NO a NO₂ spostando gli equilibri verso maggiori concentrazioni di O₃.

Le reazioni elencate avvengono nel primo mattino dei giorni d'estate, consumando gli idrocarburi e gli NO accumulati nell'atmosfera in seguito al più intenso traffico veicolare, con la produzione e il conseguente accumulo di NO₂ e la sua successiva dissociazione in NO e O per effetto della radiazione solare secondo la reazione (1).

L'ossigeno "nascente" da questa reazione fa partire una importante serie di reazioni. Infatti può reagire nuovamente con NO per rigenerare NO₂, oppure con un idrocarburo per dare dei radicali liberi, oppure con ossigeno molecolare per dare ozono (reazione più probabile, perché la probabilità di O di incontrare O₂ è maggiore rispetto agli altri due inquinanti, presenti con concentrazioni molto più basse):



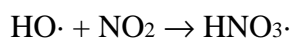
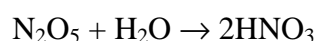
Il perossiacetilnitrito e il perossibenzoilnitrito (PAN e PBzN), già citati tra gli ossidanti presenti nello smog fotochimico vengono prodotti attraverso le seguenti reazioni, che coinvolgono NO_2 e radicali acetilperossidici, a loro volta derivati dalla reazione dell'acetaldeide con il radicale $OH\cdot$ e poi con O_2 :



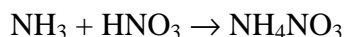
Negli ultimi tempi il PAN è considerato un indicatore di smog fotochimico più specifico dell'ozono perché non può essere prodotto in quantità significative da sorgenti naturali. La pericolosità ambientale del PAN è associata alla sua persistenza: tende ad accumularsi nelle zone più alte e fredde della troposfera da dove diffonde verso le zone sottostanti più calde, dissociandosi termicamente con produzione di radicali liberi e NO_2 . Il PAN costituisce, pertanto, una riserva stabile negli strati più freddi della media e alta troposfera di iniziatori di reazioni secondarie (Mohnen et al., 1993).

Oltre ai nitrati organici, come costituenti dello smog, vengono considerati anche i nitrati inorganici (acido nitrico) che intervengono in parecchie reazioni dello smog fotochimico.

Tra quelle più importanti si ricordano:



L'ossidazione di NO o NO₂ a nitrati può avvenire dopo assorbimento del gas all'interno di una gocciolina di acqua. L'acido nitrico reagisce con ammoniaca per dare nitrato d'ammonio :



L'acido nitrico e i nitrati sono tra i più dannosi prodotti dello smog.

1.2 Il monitoraggio degli inquinanti atmosferici

Le strategie alla base delle azioni di prevenzione, hanno come fondamento il concetto di recettività ambientale, perseguibile nell'ambito di un livello di sviluppo tecnologico e socioeconomico attualmente sostenibile. Tale concetto può essere riassunto come riportato in tabella 1.1, dove vengono evidenziati i rapporti esistenti tra *gli effetti prodotti, le cause e l'insieme di standard adottati*; questi ultimi forniscono lo strumento oggettivo per effettuare misurazioni quantitative per valutazioni e decisioni in tema di salvaguardia sia dell'ambiente sia della qualità della vita.

I concetti di salvaguardia e prevenzione non possono prescindere dal monitoraggio, il quale costituisce il punto di partenza per qualsiasi valutazione, ma non il punto di arrivo.

Il monitoraggio dell'inquinamento atmosferico si effettua mediante reti di centraline di rilevamento delle concentrazioni degli inquinanti. Le centraline sono costituite da cabine a postazione fissa dislocate in alcuni punti strategici del territorio d'interesse ed ospitano rilevatori automatici degli inquinanti.

Gli strumenti di misura sono collegati con computer atti all'acquisizione e registrazione dell'inquinamento e al controllo degli strumenti stessi. I dati, poi, vengono trasmessi tramite linea telefonica a server centrali che gestiscono il *data base* di qualità dell'aria.

Le stazioni per il controllo della qualità dell'aria possono essere attrezzate per la misura della concentrazione nell'aria dei seguenti inquinanti: biossido di zolfo, idrogeno solforato, particelle sospese, monossido di carbonio, ossido e biossido di azoto, ozono, idrocarburi non metanici e metano. Vengono inoltre misurati alcuni parametri