

**Mogelijke rol van bufferzones in de reductie van  
nutriëntenaanvoer naar waterlopen:  
een literatuurstudie**

**Andy Deweer & Patrick Meire**

Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij

Rapport: IN 97.02

Januari 1997

# INHOUDSOPGAVE

1. INLEIDING	1
1.1. Probleemstelling	1
1.2. Doel	2
2. BIOGEOCHEMISCHE CYCLI VAN NUTRIËNTEN IN BUFFERZONES	3
2.1. Fysico-chemische condities in de bodem- en waterkolom	6
2.2. De N-cyclus in de aerobe en anaerobe bodem-water kolom	8
2.2.1. Belangrijkste N-processen	8
2.2.2. Factoren die het gedrag van N beïnvloeden in de bodem-waterkolom	12
2.3. De P-cyclus in de aerobe en anaerobe bodem-water kolom	14
3. TRANSPORT VAN NUTRIËNTEN NAAR HET OPPERVLAKTEWATER	16
3.1. Bron van nutriënten	16
3.2. Watertransport en uitspoeling van nutriënten	21
3.2.1. Watertransport	21
3.2.2. Nutriëntenstroom	25
3.2.2.1. Stikstoftransport	25
3.2.2.2. Fosfortransport	27
3.3. Sedimenttransport	29
4. ECOLOGISCHE BESCHRIJVING VAN BUFFERZONES	30
4.1. Types bufferzones	30
4.2. Effectiviteit van bufferzones	33
4.3. Karakteristieken en ontwerp	35
4.4. Supplementaire ecologische voordelen van bufferzones	38
4.5. Beheers- en kostenaspecten	39
5. NUTRIËNTENRETENTIE DOOR BUFFERZONES	40
5.1. Sedimentatie en adsorptie	40
5.2. Denitrificatie als N-verwijderingsmechanisme	41
6. VEGETATIE	46
6.1. Belang van vegetatie in een bufferzone	46
6.2. Aquatische macrofyten in moerassystemen	49
6.2.1. Indeling aquatische macrofyten	50

6.2.2. Kenmerken en praktijkervaringen	52
7. OVERZICHT VAN REALISATIES MET BUFFERZONES	56
7.1. Vegetatieve bufferzones	56
7.2. Moerassystemen	65
7.3. Analyse van de literatuurgegevens	67
7.4. Conclusie omtrent de verschillende bufferstroken	69
8. SAMENVATTING	71
LITERATUURLIJST	73

## **1. INLEIDING**

### **1.1. Probleemstelling**

De belasting van het oppervlaktewater met nutriënten is in het merendeel van Vlaanderen te hoog. De afgelopen decennia zijn al verschillende brongerichte maatregelen genomen om de belasting met stikstof en fosfaat te verminderen. Dit betreft met name het verminderen van puntlozingen door de aanleg van rioleringen en waterzuiveringen. Naast de bijdrage van puntlozingen aan de belasting met nutriënten zullen tevens de diffuse lozingen moeten worden aangepakt. De diffuse lozingen zijn hoofdzakelijk afkomstig van de landbouw. Deze worden deels via af- en uitspoelend water naar het oppervlaktewater getransporteerd. Dit proces is dan ook sterk uitgesproken in streken met intensieve veehouderij, waarbij hoge dierlijke mestgiften worden toegepast.

Maatregelen om verontreiniging van het oppervlaktewater door de landbouw te verminderen kunnen worden onderscheiden in brongerichte en effectgerichte maatregelen. Het brongerichte beleid is erop gericht met behulp van gebruiksnormen de hoeveelheid aangewende mest te verminderen en de mestoverschotten terug te dringen. De brongerichte maatregelen lijken op de korte en middellange termijn niet voldoende om de belasting van het oppervlakte water te reduceren. Dit houdt in dat de uitvoering van de maatregelen zoals voorzien in het MAP waarschijnlijk niet volstaan voor het terugdringen van de nutriëntenaanvoer naar het oppervlaktewater vanuit de landbouw tot op een aanvaardbaar niveau. Aanvullende (effectgerichte) maatregelen dringen zich dus op.

Een mogelijke effectgerichte maatregel zou kunnen zijn, het creëren van bufferzones langsheen de waterloop en vegetatiezuivering op de rand van de waterloop of in de grachten. Onder een bufferstrook verstaat men een strook grond langs een waterloop waarvan het beheer en/of de inrichting is aangepast ten behoeve van de verwijdering van nutriënten afkomstig van de aanliggende landbouwgrond (Orleans et al., 1995).

Bufferzones kunnen onder diverse vormen voorkomen. Zo onderscheidt men een strook grond waarop de vegetatie afwijkt van het cultuurgewas. Tevens beschouwd men een strook die lager ligt dan de cultuurgrond en voorzien is van moerasvegetatie, als een bufferzone.

In het kader van de nitraatrichtlijn (91/676/EEG) dienen de EU-lidstaten een Code van Goede Landbouwpraktijken op te stellen. De stimulans tot de aanleg en inrichting van bufferstroken kan in deze code worden geïntegreerd wanneer deze als dusdanig wordt uitgewerkt. Daarnaast kan bij de evaluatie van het MAP de huidige verplichting van een bemestingsvrije strook van 5m verder worden uitgewerkt. Tevens dient ook de mogelijkheid te worden onderzocht om bij de aanleg van collectoren langsheen de waterloop Aquafin te betrekken, om naast de ondergrondse onteigeningen ook een bovengrondse strook te onteigenen die ingericht wordt als bufferstrook.

In welke mate deze bufferzones kunnen bijdragen tot het realiseren van de doelstellingen van het Vlaamse oppervlaktewater is nog vrij onbekend. Nader onderzoek naar de effectiviteit en haalbaarheid van bufferzones, als effectgerichte maatregel, is dan heel sterk aangewezen.

## **1.2. Doel**

Teneinde op een optimale manier de capaciteiten van grachtenstelsels, bufferzones en lokale vegetatiezuivering in de waterloop voor de reductie van nutriëntenaanvoer en verbetering van de zuurstofhuishouding te gebruiken, dient voldoende inzicht verworven te worden in de fundamentele processen en factoren die de biogeochemische cycli van nutriënten en de zuurstofhuishouding bepalen. Hierbij zal hoofdzakelijk aandacht worden besteed aan stikstof en fosfaat. Informatie over het transport van nutriënten is dan ook onontbeerlijk in dit onderzoek. Aangezien er verschillende types van bufferzones te onderscheiden zijn, is het belangrijk te onderzoeken wat de effectiviteit is van elk type in de retentie van nutriënten naar het oppervlaktewater. De effectiviteit wordt niet enkel bepaald door het type bufferzone maar tevens door tal van

lokale milieufactoren. De aanwezigheid van vegetatie in een bufferzone of slootkant kan een belangrijke bijdrage leveren in de retentie van nutriënten. Het is dan ook van groot belang een duidelijk inzicht te hebben in de processen die zich afspelen rond de vegetatie. Tot slot van dit literatuuronderzoek zal ingegaan worden op specifieke projecten in het buitenland waar reeds ervaring is opgedaan met aanleg van bufferzones.

Dit rapport vormt een studie inzake de aanleg van bufferzones en de herwaardering van grachten voor de meer landelijke gebieden. In Fig. 1.1. is een globale voorstelling gegeven omtrent de problematiek van zowel waterkwaliteit als waterkwantiteit in stedelijke en landelijke gebieden. Hierin merkt men de verschillende transportwegen op die beleidsmatig moeten worden aangepakt. Door de omvangrijkheid van dit onderwerp is het, voor de toekomst, noodzakelijk eveneens een studie uit te voeren met betrekking tot de herinrichting en herwaardering van grachtenstelsels in de meer stedelijke gebieden. Dit omhelst onder andere de mogelijkheden voor afkoppeling van grachten, afkoppeling van verharde oppervlakken en lokale kleinschalige zuiveringssystemen. Fig. 1.2. toont een conceptueel schema voor de studie en aanleg van bufferzones, waarbij belangrijke aspecten zijn opgenomen die van kapitaal belang zijn voor het verdere onderzoek.

## **2. BIOGEOCHEMISCHE CYCLI VAN NUTRIËNTEN IN BUFFERZONES**

Teneinde een duidelijke visie te verschaffen omtrent de rol van bufferzones in de reductie van nutriënten naar het oppervlaktewater, is het van fundamenteel belang de verschillende processen en factoren te bestuderen in de cycli van deze nutriënten. In dit rapport zal in hoofdzaak aandacht worden geschonken aan N en P. Tevens worden de processen vergeleken tussen anaerobe en aerobe condities.

De biogeochemische processen die zich in bufferzones kunnen voordoen zijn complex en dienen geëvalueerd te worden met het oog op een algemene waterkwaliteitsverbetering. De drie hoofdfactoren die een rol vervullen in de

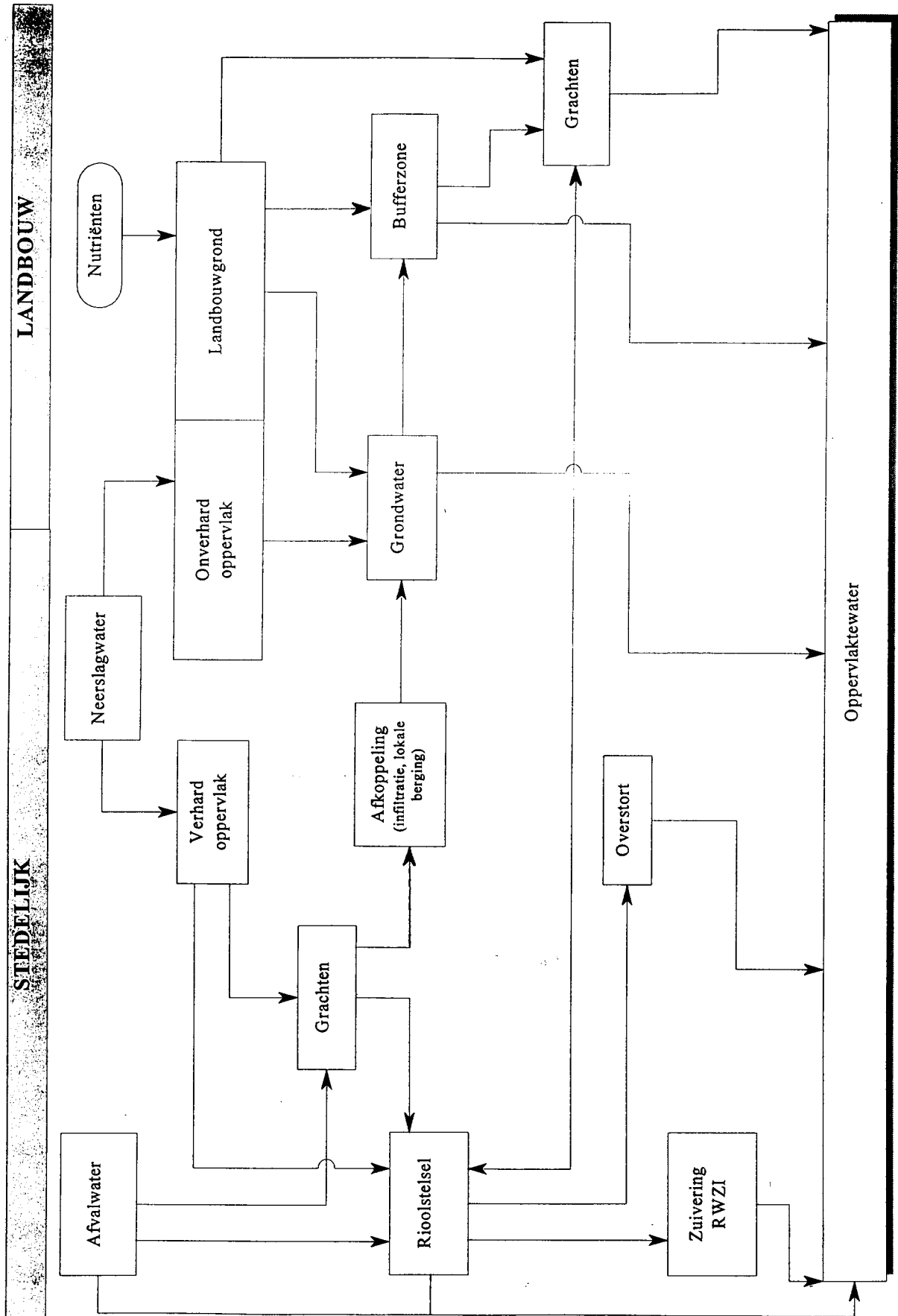


Fig. 1.1. Schematische weergave van het stedelijk en landelijk watersysteem

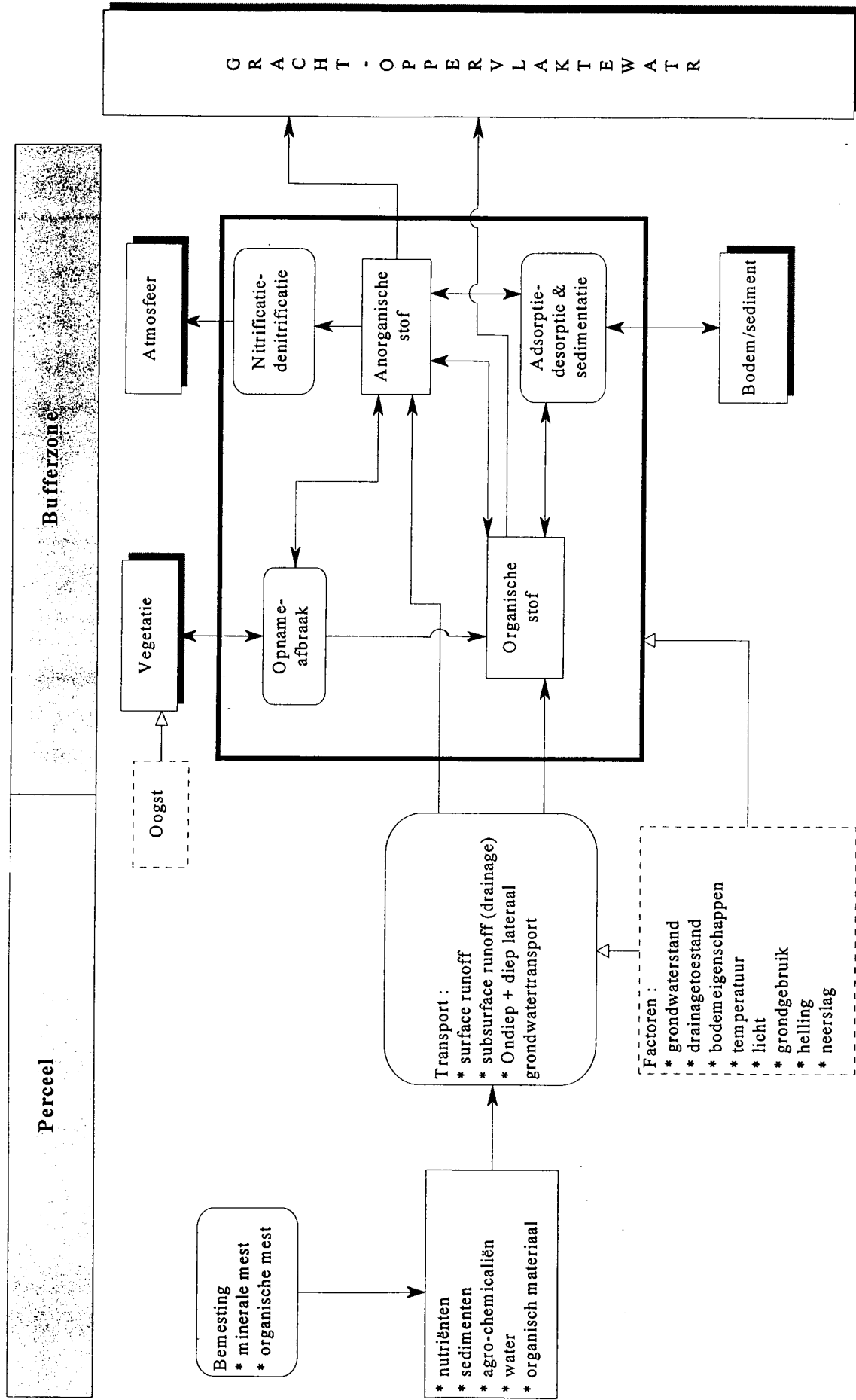


Fig. 1.2. Schematische voorstelling van processen en factoren binnen een bufferzone



waterkwaliteit zijn: 1) hydrologische factoren, zoals fluctuaties van de grondwatertafel en hydraulische belasting; 2) vegetatie, zoals type vegetatie; 3) bodemfactoren, zoals bodemtype en andere factoren die de biogeochemische processen beïnvloeden. Er zal een overzicht worden gegeven van de belangrijkste processen die zich in de bodem en waterkolom kunnen afspelen.

### **2.1. Fysico-chemische condities in de bodem- en waterkolom**

Onderwaterbodems, zoals die voorkomen in “wetlands” en allerlei moerassystemen, vertonen een brede waaier aan fysico-chemische condities die de nutriëntentransformaties in de bodem-waterkolom beïnvloeden. De opgeloste zuurstofconcentratie kan in de waterkolom voldoende hoog blijven door: 1) een lage dichtheid aan zuurstofverbruikende micro-organismen; 2) fotosynthetische zuurstofproductie (o.a. door algen); 3) zuurstofdiffusie vanuit de atmosfeer; en 4) advectief zuurstof transport in het water, door onder andere turbulenties (Reddy & D’Angelo, 1994). Naarmate het zuurstofverbruik in een onderwaterbodem de zuurstofproductie overtreft, is de bodem in drie verschillende zones onder te verdelen (Fig. 2.1.) een aerobe oppervlakte zone; 2) een facultatief aerobe zone; 3) een permanente anaerobe zone met volledige zuurstofloosheid.

De dikte van de aerobe zone wordt bepaald door de netto zuurstofconsumptie in de bodem en de zuurstofaanvoer vanuit de waterkolom. De dikte van deze zone varieert van enkele mm tot meerdere cm, afhankelijk van de biologische activiteit (Patrick & De Laune, 1972). De dikte van deze zone is natuurlijk aan diurnale variaties onderhevig. Zo kan, overdag, door fotosynthetische activiteit de zuurstofconcentratie in de waterkolom stijgen en aldus resulteren in een dikkere aerobe zone. Anderzijds zal ‘s nachts het zuurstofverbruik toenemen en resulteren in lage zuurstofconcentraties in de waterkolom. De redoxpotentiaal in deze aerobe bodemzone is meestal groter dan 300 mV. Onder deze aerobe zone zal de redoxpotentiaal dalen, afhankelijk van het gehalte aan organisch materiaal (electron donor) en de concentratie aan  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{4+}$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  (electron acceptors) in het bodemwater.

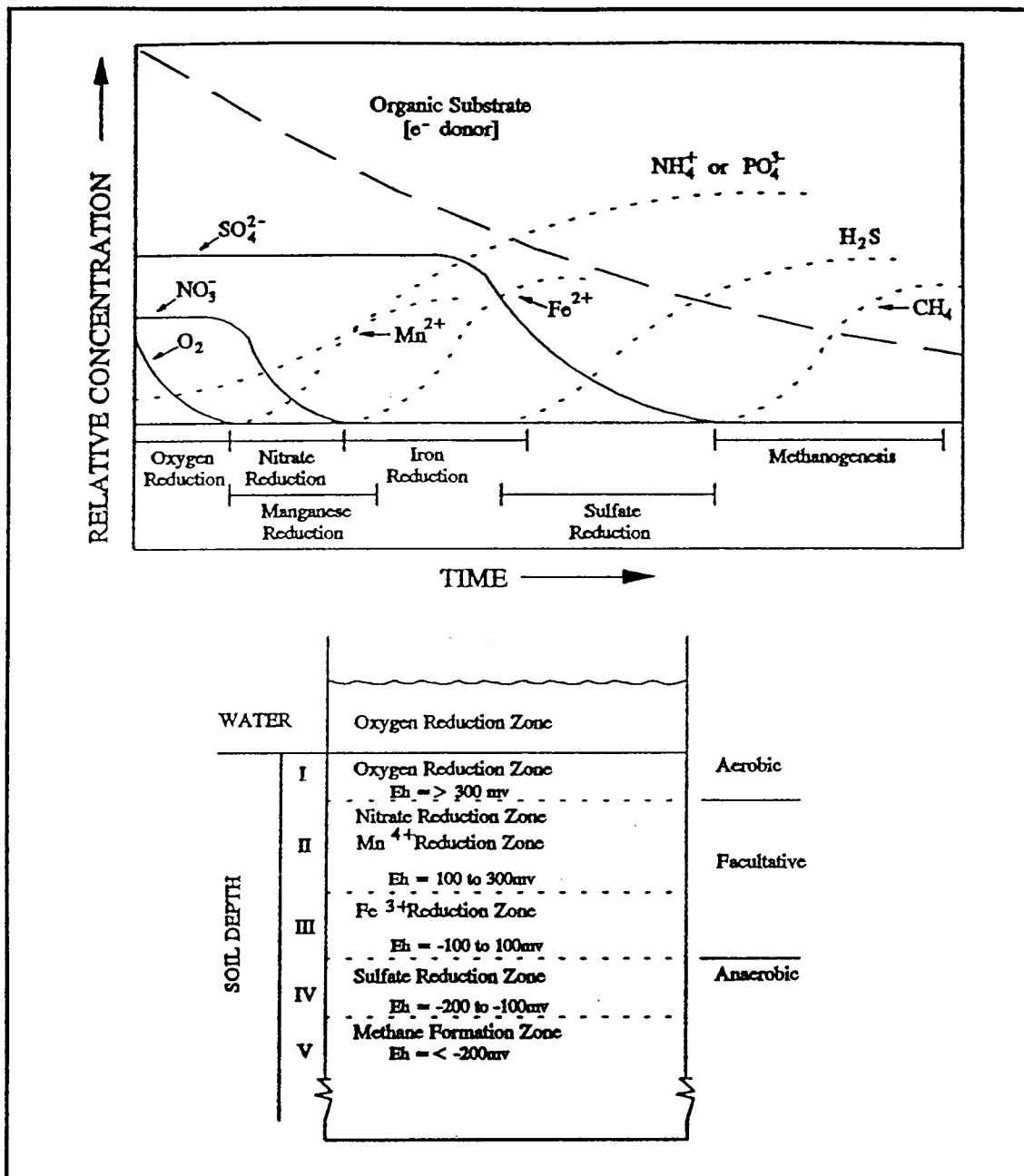


Fig. 2.1. Fysico-chemische condities in de bodem-waterkolom

(Reddy, K.R. & D' Angelo, E.M., 1994)

In de aerobe condities gebruiken aerobe micro-organismen  $O_2$  als terminale electron acceptor gedurende de oxidatie van organisch materiaal. Tijdens facultatief anaerobe condities wordt  $SO_4^{2-}$  en  $CO_2$  gereduceerd door de obligaat anaerobe micro-organismen. Hierdoor ontstaan onder andere de gassen  $H_2S$  en  $CH_4$ . Figuur 2.1. geeft duidelijk weer

dat de reductie van de verschillende electronenacceptoren plaatsgrijpt bij een bepaalde redoxpotential. De aanwezigheid van aquatische vegetatie kan de zuurstofhuishouding aanzienlijk beïnvloeden. Zo kunnen bepaalde aquatische planten zorgen voor zuurstoftransport vanaf de bladeren via het aerenchymweefsel tot de wortelzone (De Maeseneer & Verheven, 1984; Reddy et al., 1989a; Duel & Saris, 1986). Dit zuurstoftransport, samen met het diffuse en advectieve transport beïnvloeden heel sterk de nutriëntentransformaties in “wetlands”.

De pH kan in de bodem-water kolom onderhevig zijn aan diurnale fluctuaties. Zo kan, overdag in de waterkolom, de consumptie van CO<sub>2</sub> door fotosynthese, een verhoging teweegbrengen in pH. Reddy & D’Angelo (1994) vermeldden dat de pH verschillende orden kan veranderen. De chemische en biologische processen kunnen een invloed uitoefenen op de pH. Zo zal door een verhoogde afbraak aan organisch materiaal resulteren in een hogere CO<sub>2</sub> concentratie, dat een daling in pH kan veroorzaken. Chemische en biologische reductie van NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Mn<sup>4+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en CO<sub>2</sub> kunnen een pH stijging veroorzaken.

## **2.2. De N-cyclus in de aerobe en anaerobe bodem-water kolom**

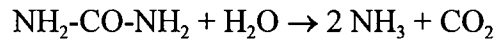
Door het grote belang van de N-cyclus in bufferzones zal een beknopt overzicht worden gegeven omtrent de belangrijkste N-processen. Voor een uitgebreide uiteenzetting van de N-cyclus wordt verwezen naar talrijke publicaties ( o.a. Van Damme, 1995; Burt et al., 1993). Er zal verder een beknopte bespreking worden gehouden van de algemene N-transformaties in een “wetland” conditie en de beïnvloedende factoren.

### **2.2.1. Belangrijkste N-processen**

#### *Ammonificatie en ammoniumassimilatie*

Een eerste stap in de afbraak van organische stikstof naar ammoniumstikstof is de ammonificatie. Stikstof is dikwijls aanwezig in de vorm van gereduceerde

aminogroepen in levend en dood organisch materiaal. Het ammonificatieproces kan als volgt worden beschreven:

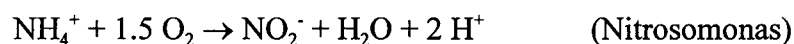


De pH en temperatuur spelen een voorname rol in de dissociatie van  $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3$ . Een hoge pH kan resulteren in ammoniak toxiciteit.

Het omgekeerde proces van de ammonificatie is ammoniumassimilatie. Hierbij worden anorganische ammoniumionen geassimileerd tot organisch materiaal, door opname van planten en micro-organismen. De C/N verhouding bepaalt grotendeels het evenwicht tussen ammonificatie en ammoniumassimilatie.

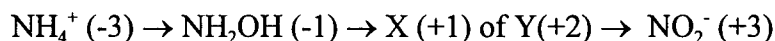
### *Nitrificatie*

Er dient een onderscheid te worden gemaakt tussen autotrofe en heterotrofe nitrificatie. De autotrofe nitrificatie is veruit het belangrijkste proces, en de heterotrofe nitrificatie is in deze context van ondergeschikt belang. Autotrofe nitrificatie is de biologische oxidatie van ammonium naar nitraat met nitriet als intermediair. Beide stappen vinden plaats onder invloed van bacteriën, respectievelijk *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*:



De vorming van  $\text{NO}_2^-$  en  $\text{NO}_3^-$  levert een hoeveelheid energie van respectievelijk 272 kJ en 79 kJ. Ten gevolge van de relatief geringe hoeveelheid energie die door deze reacties vrijkomt en de grote energiebehoefte voor de synthese van celmateriaal is de celgroei laag. Nitrificatie is bijgevolg een traag proces binnen de N-cyclus. Tijdens de oxidatie van  $\text{NH}_4^+$  naar  $\text{NO}_2^-$  worden intermediaire verbindingen gevormd, waarbij hydroxylamine ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) als eerste intermediair optreedt (Bremner & Blackmer, 1981).

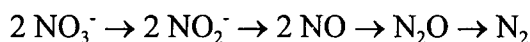
De vorming van deze intermediären kan voorgesteld worden als volgt (cijfers tussen haakjes duiden op de valentie van N).



De intermediären X en Y zijn onder andere nitroxyl (NOH), hyponitrietzuur ( $\text{H}_2\text{N}_2\text{O}_2$ ), dihydroxyammonium ( $\text{NH}(\text{OH})_2$ ), nitrohydroxylamine ( $\text{NO}_2\text{NHOH}$ ), nitrosyl ( $\text{NO}^+$ ) en stikstofmonoxide (NO). Deze intermediären zijn hoogst waarschijnlijk enzym gebonden, te wijten aan hun reactiviteit. Tijdens deze intermediaire reacties worden de sporegassen  $\text{N}_2\text{O}$  en NO chemisch en biochemisch gevormd. Bij hoge pH en hoge ammoniumconcentratie worden de nitrificerende organismen geïnhibeed door  $\text{HNO}_2$ . Nitrificatie is een verzurend proces. De bacteriën kunnen zich aan lagere temperaturen aanpassen. Nitrificatie kan reeds doorgaan bij een partieeldruk van zuurstof van 5 hPa in zuivere cultuur. De nitrificerende micro-organismen hebben 4.33 g zuurstof nodig om 1.0 g ammoniumstikstof om te zetten naar nitraatstikstof (Verstraete, 1994).

### *Denitrificatie*

Biologische denitrificatie wordt gedefinieerd als de dissimilatorische reductie van nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ) en nitriet ( $\text{NO}_2^-$ ) tot gasvormige stikstofverbindingen ( $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , NO) door bacteriën. Dit proces grijpt plaats indien de zuurstof-partieeldruk in de bodem zeer laag is, aangezien denitrificerende micro-organismen over het algemeen facultatief anaeroob zijn. De reductieweg wordt algemeen uitgedrukt als:



(Van Cleemput, 1981)

Tal van micro-organismen zijn in staat om nitraat te reduceren tot nitriet, maar zijn niet allen in staat om volledig te denitrificeren. Denitrificatie is een pH verhogende reactie. Denitrificatie kan tevens langs chemische weg geschieden, maar wel in zuur milieu (Van Cleemput, 1981).

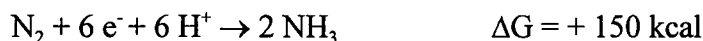
Door het grote belang van denitrificatie als N-verwijderingsmechanisme in bufferzones zal dit proces uitvoeriger worden besproken in 5.1.2.

#### *Dissimulatoire reductie van nitraat naar ammoniak (DNRA)*

Denitrificatie en DNRA zijn beide dissimulatoire processen omdat deze energie beschikbaar stellen voor celgroei en onderhoud. DNRA kan echter met succes concurreren met denitrificatie in systemen met koolstofarme grondwaterstromen. DNRA is energetisch een gunstiger proces dan denitrificatie aangezien 8 elektronen worden geaccepteerd terwijl bij denitrificatie er slechts 5 worden opgenomen.

#### *Stikstoffixatie*

Atmosferische N<sub>2</sub> kan door bepaalde micro-organismen worden gefixeerd door het nitrogenase enzym volgens de reactie:



Men merkt op dat deze reactie endotherm verloopt. De fixatie kan geschieden door autotrofe en heterotrofe bacteriën en door blauwgroene algen. Stikstoffixerende bacteriën zijn: Rhizobium, Azotobacter, Azobacter, Azospirillum, Pseudomonas en Clostridium (Verstraete, 1993). Blauwgroene algen zijn: Calothrix, Stigonema, Dicothrix en Trichodesmium. Over het algemeen levert N-fixatie slechts een beperkte hoeveelheid stikstof ( $\pm 5\%$ ) aan de stikstofcyclus in “wetlands” (Howard-Williams & Downes, 1993). Deze onderzoekers vonden N-fixatie waarden van 0.027 kg.ha<sup>-1</sup>.dag<sup>-1</sup> in een Spaghnum moeras.

### 2.2.2. Factoren die het gedrag van N beïnvloeden in de bodemwater kolom

Aangezien N-verbindingen zowel in de wateroplosbare fase als in de bodem vaste fase kunnen voorkomen, zal deze bespreking zich baseren op een onderwaterbodem zoals die voorkomt in “wetlands”.

In Figuur 2.2. zijn de verschillende N-transformaties weergegeven in de bodemwater interfase en de bodem-rhizosfeer interfase. Hierbij onderscheidt men de verschillende processen van de N-cyclus: ammonificatie, nitrificatie-denitrificatie, adsorptie/desorptie van  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$  vervluchtiging en N-assimilatie.

De  $\text{NH}_4^+$ -N ondergaat een evenwichtsconcentratie tussen de bodem vaste fase en het poriënwater. Het  $\text{NH}_4^+$  in het poriënwater diffundeert naar de waterkolom, afhankelijk van de concentratiegradiënt, waarna het wordt getransformeerd of geassimileerd (Fig. 2.2.). Tijdens dit transport kan een belangrijk deel van het  $\text{NH}_4^+$  worden genitrificeerd aan de bodemwater interfase indien de redoxpotential groter is dan 300 mV (Reddy & D'Angelo, 1994). Het ontstane  $\text{NO}_3^-$  kan naar de onderliggende zones diffunderen afhankelijk van de concentratiegradiënt. Belangrijk te vermelden is eveneens de invloed van fotosynthetische activiteit op het  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  evenwicht. Tijdens actieve fotosynthese kan de pH in het water oplopen tot hoger dan 8, en aldus resulteren in de omzetting van  $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$ . Hieruit blijkt dat  $\text{NH}_4^+$  door drie hoofdprocessen wordt gedomineerd: biologische assimilatie, nitrificatie-denitrificatie en  $\text{NH}_3$  vervluchtiging. Aangezien nitrificatie een temperatuursafhankelijk proces is, treden er temporale variaties op tijdens  $\text{NH}_4^+$  oxidatie. Vermeldt men tevens het belang van de bodemtextuur bij de adsorptie/desorptie van  $\text{NH}_4^+$ .

Vegetatie kan een voorname rol vervullen in de assimilatie van N en het creëren van een bepaalde aerobe-anaerobe zone waar nitrificatie en denitrificatie kunnen plaatsgrijpen (Fig. 2.2.). Verscheidene aquatische planten zijn in staat om zuurstof te transporteren via het aerenchym naar de rhizosfeer, waar een aerobe zone wordt gecreëerd (De Maeseneer & Verheven, 1984; Reddy et al., 1989a; Gleichman-Verheijen et al., 1992).

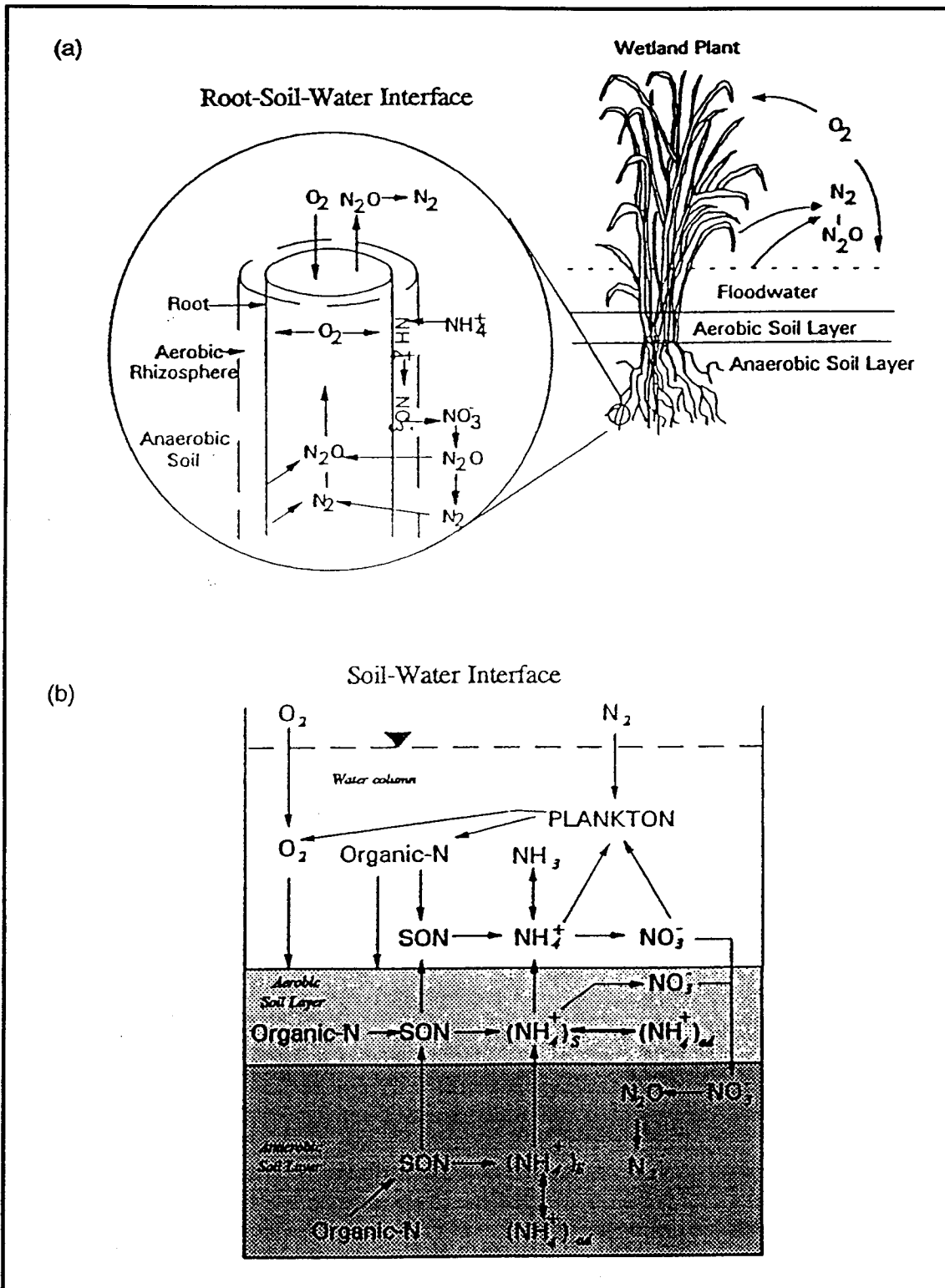


Fig. 2.2. De N-cyclus in de wortelzone en bodem-water fase

( Reddy & Patrick, 1984; Reddy et al., 1989)



De aerobe zone begunstigt de nitrificatie, terwijl de anaerobe zone zorgt voor denitrificatie. Het is belangrijk reeds te vermelden dat de beschikbaarheid van organische koolstof een belangrijke voorwaarde vervult voor de denitrificatie van  $\text{NO}_3^-$  (Weisner et al., 1994; Orleans et al., 1995; Vought et al., 1994).

Tot slot mag men de invloed van benthische organismen op de N-cyclus niet verwaarlozen. Chatarpaul et al. (1980) vonden dat denitrificatie in een sediment met wormen tot 80% hoger was dan in een sediment zonder wormen. Benthische organismen zorgen namelijk voor verschillende kanalen in het sediment. Hierdoor kunnen N-verbindingen beter worden uitgewisseld en vervolgens omgezet.

### **2.3. De P-cyclus in de aerobe en anaerobe bodemwater kolom**

Het gedrag van P onder een aerobe en anaerobe bodem is beduidend verschillend. Teneinde een duidelijk inzicht te krijgen zal het gedrag van P worden besproken in een onderwaterbodem en een gewone landbouwbodem.

Fosfor kan in de bodem zowel in organische als anorganische vorm voorkomen. De anorganische vorm van P is het meest mobiel. In tegenstelling tot C en N kan P niet worden verwijderd langs de gasfase. Dit betekent dus dat een onderwaterbodem kan optreden als bron en sink voor P. De belangrijkste processen waaraan P is onderworpen zijn adsorptie/desorptie, precipitatie, mineralisatie en diffusie processen (Fig. 2.3.).

Hoewel een groot deel van de totale P in een “wetland” bodem in organische vorm aanwezig is, blijkt slechts een kleine fractie biologisch actief (Reddy & D'Angelo, 1994). Organische P gebonden aan humus en fulvo-zuren vertegenwoordigt meer dan 40% van de totale P, en is relatief resistent aan biologische degradatie.

Het is alom gekend dat anorganische P kan worden geïmmobiliseerd in de bodem door adsorptie- en precipitatie-reacties met ijzer (Fe), aluminium (Al), calcium (Ca), en kleimineralen (Nichols, 1983; Schoumans et al., 1995; Patrick & Khalid, 1974; Geelen

& Schoumans, 1996; Khalid et al., 1977; Richardson, 1985). De algemene conclusie uit deze publikaties zijn: 1) P wordt gebonden als Fe-en Al-fosfaten in zure bodems; 2) in alkalische bodems wordt P hoofdzakelijk gebonden aan Ca en Mg; 3) de P-beschikbaarheid is het grootst bij neutrale tot licht zure pH. De adsorptie van fosfaat aan kleimineralen geschiedt via binding met Al-atomen van de kleipartiekels. Het adsorptieproces van fosfaat aan de oppervlakte van bodemmineralen blijkt vrij snel te verlopen (Khalid et al., 1977).

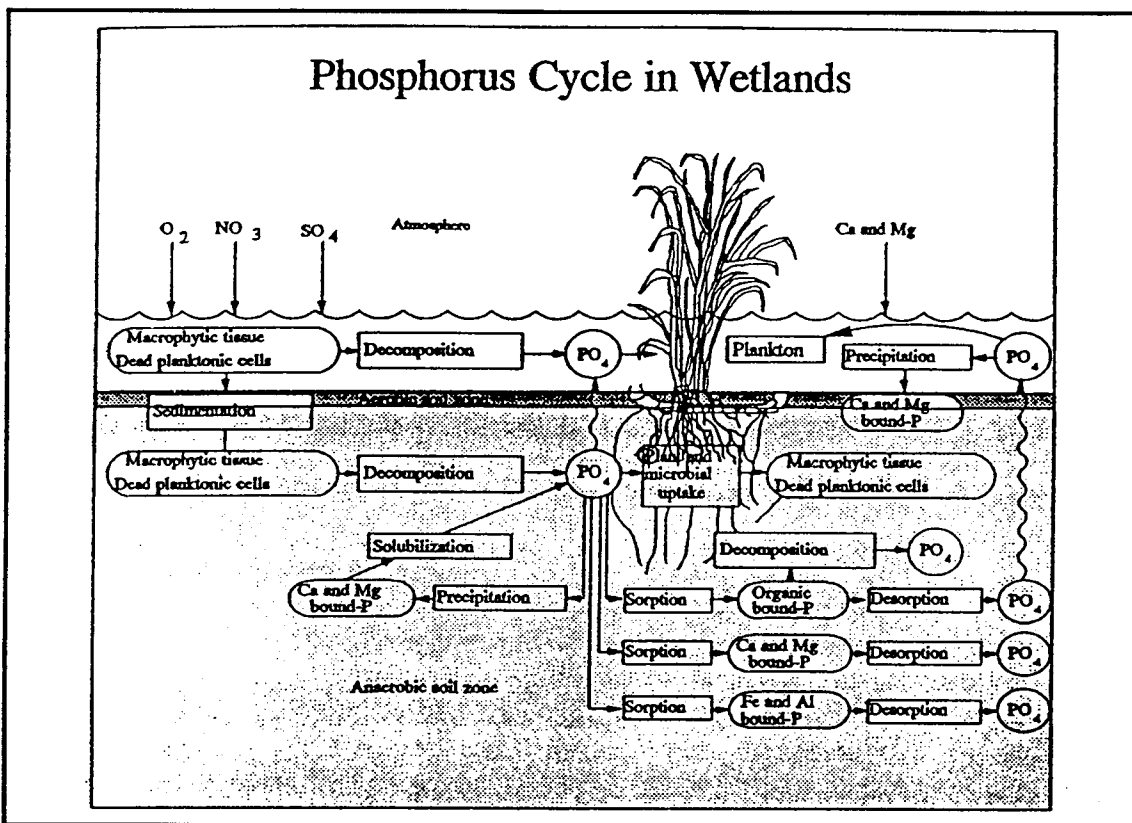


Fig. 2.3. De P-cyclus in bodem-water fase

(Reddy, K.R. & D' Angelo, E.M., 1994)

De oxidatieve en reductieve condities in de bodem hebben een grote invloed op het gedrag van P. Anaerobe bodems zullen meer fosfaat vrijstellen naar de waterfase met lage fosfaatconcentratie dan aerobe bodems, maar adsorberen meer fosfaat uit de waterfase met hoge fosfaatconcentratie dan aerobe bodems (Patrick & Khalid, 1974). Indien een bodem van aerobe naar anaerobe condities overgaat, dan zal reductie plaatsgrijpen van  $Fe^{3+}$  naar  $Fe^{2+}$ . Dit brengt mee dat  $Fe^{2+}$  in de bodemoplossing zal

verdwijnen en het daaraan gebonden fosfaat eveneens in oplossing zal komen. Bovendien kan in een anaerobe bodem  $S^{2-}$  aanwezig zijn door reductie van  $SO_4^{2-}$ , waarbij FeS wordt neergeslagen en dus meer fosfor in oplossing kan komen. Hieruit blijkt dus dat anorganische P door de bodem kan worden weerhouden indien het in contact komt met adsorptieplaatsen of precipiteert. Net zoals N kan P in een onderwaterbodem worden uitgewisseld naar de waterkolom (Fig. 2.3.). De mobiliteit van P tussen deze twee compartimenten hangt af van de concentratiegradiënt, dikte van aerobe bodemwater grenszone en de fysico-chemische eigenschappen van het water. Reddy & D'Angelo (1994) vermeldden dat in "wetlands", voor de meeste gevallen, de P-concentratie in het poriënwater hoger is dan de bovenliggende waterkolom. Dit resulteert aldus tot een netto flux naar het water toe.

In "wetlands" is de opname van P door algen en macrofyten een belangrijk verwijderingsmechanisme. Deze opname van P kan zowel van korte als lange duur zijn, afhankelijk van het type vegetatie. Door afsterven van vegetatie kan organische P op de bodemlaag terechtkomen en opnieuw ontbonden worden.

### **3. TRANSPORT VAN NUTRIENTEN NAAR HET OPPERVLAKTEWATER**

#### **3.1. Bron van nutriënten**

Bij de oorzaken van de verrijking van waterlopen met nutriënten moet een onderscheid worden gemaakt tussen puntbronnen en diffuse bronnen. De puntbronnen houden hoofdzakelijk verband met huishoudelijke en industriële activiteiten (De Becker et al., 1984). Diffuse bronnen hebben betrekking met de wisselwerking tussen water en bodem, die tot gevolg heeft dat een deel van de nutriënten uit de bodem wordt meegevoerd met het oppervlaktewater en die voortvloeien, ofwel uit de mineralisering van de organische stof, ofwel uit het strooien van meststoffen. Van Der Lucht et al. (1995) ontwikkelde een methodiek tot het verkrijgen van een inzicht in de relatie diffuse bronnen en het oppervlaktewater. De drager van deze studie was het stofstroomschema zoals weergegeven in Fig. 3.1. In dit schema ziet men de verschillende punt- en diffuse