Formierung durchlässiger Reinigungswände in Grundwasserleitern durch Injektion reaktiver Gase am Beispiel der BIOXWAND Berlin

F. I. Engelmann, H. Ehbrecht, R. Giese und C. Roscher

1 Einführung

Zur mikrobiellen In-situ-Reinigung geschädigter Grundwasserströme können durchlässige Reinigungswände in Grundwasserleitern durch die Injektion reaktiver Gasgemische formiert werden. An einem Standort im Berliner Urstromtal wurde das Verfahren BIOXWAND entwickelt und in einem Feldtest erfolgreich für einen NH₄-Fe(II)kontaminierten Grundwasserstrom angewendet. Es zeichnet sich dadurch aus, dass mittels der Technologie des Gasspargings O₂-Direktgasinjektionen über Lanzen in den Grundwasserleiter erfolgen und somit ein mehrstufiger Durchflussreinigungsreaktor, bestehend aus einer Gaswand und reaktiven Abstrombereichen (aerob und anaerob), als permeable BIOXWAND aufgebaut wird (Abb. 1.1).

Die unterirdische Wasserreinigung vollzieht sich vorrangig bei der Passage des kontaminierten Grundwassers in der Gaswand. Diese stellt in der Regel ein langgestrecktes (2D-vertikalebenes) Element mit einer definierten Dicke quer zur Strömungsrichtung dar. Der reaktive aerobe Abstrom (1. Nachbehandlungsstufe) wird verfahrenstechnisch in seiner Länge begrenzt, wobei die poröse Feststoffmatrix aller Behandlungszonen als natürlich heterogen aufgebauter, durchlässiger Festbettdurchflussreaktor in die geochemischen und mikrobiellen Stoffabbau- und Umwandlungsprozesse einbezogen ist. Der Wasserdurchsatz wird durch die Reaktor-Anstromfläche und den natürlichen bzw. technisch manipulierbaren (z.B. abstromige Brunnengalerien) Grundwasservolumenstrom im Aquifer bestimmt. Eine relevante technogene Beeinflussung des Wasserdurchsatzes durch Maßnahmen im Reaktor findet nicht statt.



Abb. 1.1 BIOXWAND-Verfahren zur Formierung einer In-situ-Reinigungswand

Die Bilanzierung der Stoffumsetzungen in der BIOXWAND erfolgt unter Berücksichtigung von Aufbereitungszielwerten für den Reaktorablauf sowie der inneren Reaktorstrukturierung. Sie beinhaltet die mit dem Grundwasser transportierten, in gasförmiger Form zudosierten und temporär an der porösen Feststoffmatrix fixierten prozessrelevanten Stoffmassen. Bilanz-Stoffverluste sind durch Überwachung von Stoffaustritten über die Reaktorbegrenzungen (v.a. Grundwasserspiegel - Aerationszone, Grundwasser-Randstromlinien und Entnahmen) zu erfassen.

Die Gaswand sorgt als heterogener Mischreaktor für den hinreichenden zeitlichörtlichen Kontakt, von mit dem Grundwasserstrom transportierten (v.a. Ammonium, Eisen), im Reaktor variabel zudosierten Gase (v.a. Sauerstoff) und an der porösen Feststoffmatrix fixierten Reaktanten (v.a. Mikroorganismen) sowie für die Einstellung geeigneter Milieubedingungen (v.a. pH, Eh). In der Gaswand wird die Hauptlast des zutretenden Schadstoffstromes mit entsprechend hoher Stoffumsatzkinetik behandelt. Infolge der verstärkten Heterogenität finden die Umsatzprozesse bei unterschiedlichen Reaktanten- und Milieubedingungen zeitlich parallel und örtlich aneinander gekoppelt statt (v.a. Nitrifikation, Denitrifikation, Oxidation und Fällung reduzierter Eisenverbindungen, Abbau organischer Substanz).

Im Abstrom, erfolgt eine Nachreinigung mit entsprechend geringer Stoffumsatzkinetik und eine weitere Homogenisierung des Grundwasserstroms ohne zusätzliche Reaktantendosierung oder Milieusteuerung. Die Gesamt-Reaktorlänge und damit die Aufenthaltszeit des Grundwasserstromes im Reaktor wird vom Gaseintragsregime und der Reaktionskinetik im Gaswandbereich sowie der Heterogenität dieses Bereiches dominant beeinflusst. Die Abstromlänge ist durch die Art des Gaseintrags unter Berücksichtigung des Erreichens der Aufbereitungszielwerte steuerbar. Der Eintrag adaptierter Mikroorganismen für den in-situ NH₄-Umsatz ist nicht notwendig. Die Aktivierung des Stoffwechsels der autochtonen Biozönose, verbunden mit einem langfristig geringen Wachstum kann durch Sauerstoffbereitstellung bewirkt werden.

2 Gas-/hydrogeologische Standortverhältnisse

Der Standort zur Erprobung des BIOXWAND-Verfahrens wird geologisch durch die Ablagerungen des Berliner Urstromtales geprägt. Bei einem Flurabstand von 4,5 m, weist der 30 m mächtige, rieselfeldgeprägte, unbedeckte, sandige Aquifer im Grundwasser erhöhte NH₄- und Fe(II)-Gehalte auf (Medianwerte 15,5 mgNH₄/L bzw. 2 mgFe(II)/L). Die Aquifermatrix besteht überwiegend aus Mittelsanden. In unterschiedlichen Tiefen treten vereinzelt grobkörnige Einschichtungen und unregelmäßig verteilt, geringmächtige Feinsandlinsen auf, wodurch die Sandfolge ein hohes Maß an Anisotropie bezüglich ihrer Durchlässigkeit erhält. Untersuchungen zur Lagerungsdichte der Sandfolge mit Drucksondierungstechnologie und stützende, teufenorientierte in-situ Messungen ihrer Durchlässigkeit (Einsatz BAT[®]-Permeameter) zeigten, daß die Aquifer-Heterogenität zusätzlich erhöht wird durch das Auftreten stärker verdichteter und damit geringer durchlässiger Feinsandschichten (Abb. 2.1). Lokal weisen die eiszeitlich geprägten Ablagerungen deshalb k_{f} -Werte < 10⁻⁶ m/s auf.

Bedingt durch die räumliche Änderung der Größe/Ausbildung des Porennetzwerkes, die eine gas-/hydrogeologische Schematisierung erfordert, kommt es bei Gasinjektionen zu einer stark heterogenen Verteilung der mobilen/immobilisierbaren Gasphase, wodurch sich zwangsläufig geologisch geprägte Gasströmungsmuster ergeben.



Abb. 2.1 Aquifer-Heterogenität (Verbreitung von Grobsandlinsen und geologisch hoch verdichteten Feinsandschichten) und Gasausbreitungspfade

3 Planung Sauerstoffbedarf, Feldversuchsanordnung, Monitoring

Zur O₂-Bedarfsermittlung wurde auf der Basis abgegrenzter heterogener Volumina der Saturationszone ein Bilanzmodell entwickelt. Es berücksichtigt, dass Teile des eingetragenen Sauerstoffs in der porösen Feststoffmatrix als residuales Gas gespeichert, im Grundwasser gelöst, sowie für geochemische und mikrobielle Prozesse verbraucht werden. Gleichzeitig enthält es Bilanzmodule zur Betrachtung von Sauerstoffverlusten (Ausgasungen in die Aerationszone, Querdispersionen über Bilanzraumseitenflächen und Grundwasserentnahmen). Das Modell ist sowohl zur Bilanzierung des O₂-Massenflusses in der Gaswand als auch im aerobisierten Abstrom geeignet. Zunächst erfolgte die Bilanzierung der O₂-Menge, die zur Aquifervoroxidation und zum Einfahren von NH₄-Umsatzzonen (1) benötigt wurde, anschließend fand eine Steuerungsbilanzierung zur reaktiven Abstrombegrenzung statt (2).

_

	$M_{O2(Eintrag)} =$	∑ M _{O2(Umsätze)} + ∑ M _{O2(Verluste)} + M _{O2(immobil)}	(1)
	M _{O2(NH4-U,zu)} :	= q _w x A _{GB-zu} x (C _{NH4-N(aq)zu} - C _{NH4-N(aq)SZW}) x F + M _{O2üb}	(2)
mit	M _{O2(NH4-U,zu)} q _w A _{GB-zu} c _{NH4-N(aq)zu}	O ₂ -Bedarf Umsatz NH ₄ -Zustrom zum Gaswandbereich in k Volumenstromrate Grundwasser zur Gaswand in m ³ _w /m ² xc Anstromfläche zum Gaswandbereich in m ² NH ₄ -N-Konzentration im Zustrom zum Gaswandbereich in	.g/d I kg/m³
	C _{NH4-N(aq)} BZW	NH ₄ -N-Behandlungszielwert in kg/m ³	

. .

....

F Umrechnungsfaktor mikrobieller Umsatz von NH4⁺ zu NO3⁻

M_{O2üb} minimierbarer Sauerstoffüberschuss im Gaswandabstrom in kg/d

Basierend auf Laborexperimenten und Vorversuchen am Standort wurde unter Berücksichtigung einer Gasreichweite (radius of influence - ROI) von 10 m, einer mittleren Gassättigung (S_G) von 0,05, chemischen O₂-Zehrprozessen der porösen Feststoffmatrix in der Gaswand mit 100 mgO₂/kg_F und im Abstrom mit 10 mg O₂/kg_F, dem O₂-Verbrauch infolge Nitrifikation über einen Faktor von 4,25, einer tolerierbaren O₂-Konzentration in der Gaswand von 50 mg/L und einer maximalen O₂-Zehrlänge im Abstrom von ca. 60 m, für 100 Versuchstage ein Gesamt-O₂-Bedarf von 3.600 kg berechnet. Daraus ergab sich zur vollständigen Reinigung der NH₄-kontaminierten Grundwasserfracht (0,004 kg NH₄-N/(m²_{Gaswand}*d) für eine Injektionstiefe von 27 m u. GOK ein Gasinjektionsvolumenstrom von 1 Nm³/h*Lanze.

In 2 Reihen wurden an 5 Ansatzpunkten überlappend mit Abständen von jeweils 4 m Begasungselemente in 2 Teufen errichtet. Die Abstromelemente zeichneten sich durch einen Teufenversatz ihrer wenige Zentimeter langen Filter gegenüber den Anstromelementen aus. Durch die flächen- und teufenorientierte Überlappung wurde gesichert, dass der geplante O₂-Volumenstrom (1 Nm³/h) einerseits großräumig in der Gaswand, durch täglich wechselnde Begasung der Lanzen realisierbar war, andererseits ermöglichte die Anordnung bei kontinuierlicher Tiefenbegasung einer Lanze die Überwachung an den anderen Injektionselementen. Auf 4 Abstromprofilen erfolgte die Überwachung durch Messstellen in mehreren Teufen. Die Filteranordnung berücksichtigte einerseits, dass der injizierte Sauerstoff durch Auftriebskräfte zur Grundwasseroberfläche aufsteigt, andererseits waren geologische Schichtwechsel und Änderungen der Lagerungsdichte wesentliche Festlegungskriterien für die Filterintervalle. Die vertikalen Filterabstände betrugen 5–10 m. Sowohl die Messstellen als auch die Lanzen wurden überwiegend mit Direct-Push-Technologie errichtet.

Das Monitoring war ausgerichtet auf die Erfassung der injizierten Gasmenge, die Gasausbreitung, die -einspeicherung in die Aquifermatrix, die -einlösung ins Grundwasser, den Transport des gelösten Sauerstoffs in Gaswand und Abstrom, eine O₂-Massenflußbilanzierung, die Analyse geochemischer und mikrobieller Prozesse, die Stabilität der BIOXWAND, die Klärung von Kolmationsprozessen durch Gasverblockung und Eisenfällung, hydraulische Selbstregulierungsprozesse und diesbezügli-

. .

_

che Einflüsse geologischer und hydrogeochemischer Untergrundheterogenitäten. Erfasst wurden Betriebsdaten der Begasung (P, Q), hydraulische Aquifer-Kenngrößen, geophysikalische Parameter (GG-NN-Tiefenprofilierungen), Bodengaskennwerte, Feststoffcharakteristika und Grundwasserbeschaffenheitskomponenten bei variierendem Begasungsregime. Die Messzyklen orientierten sich einerseits an der Kinetik der geochemischen/mikrobiellen Prozesse, andererseits wurde die Überwachungsintensität dem wachsenden Kenntnisstand über die Reaktorräume angepaßt.

4 Feldversuchsergebnisse

4.1 O₂-Gaseintrag

Die Technologie des O₂-Gaseintrages zielte auf die Formierung hoher immobiler Gassättigungen und die Ausbildung eines großräumigen, engverzweigten, für das Grundwasser durchflusswirksamen Gaskapillarnetzes. Sondierungs- und Bohrungsinjektionslanzen stellten eine stabile O₂-Versorgung sicher. Auch bei Gasausbrüchen aus dem Grundwasser in die Sickerwasserzone konnten keine signifikant sinkenden Begasungsdrücke an den Lanzenköpfen festgestellt werden. Die Gaseinspeicherung in den Aquifer dominierte im Vergleich zu Ausgasungen über vereinzelte, lanzenentgekoppelte Gaspfade. Bei einem Injektionsgasstrom von 1 Nm³/h bauten sich am Lanzenkopf 10 m tiefer Gaslanzen geringe Begasungsdrücke von 120 mbar über dem hydrostatischen Druck auf. Mit zunehmender Lanzentiefe (20 m) nahm der Druck auf 40 mbar ab. Gasinjektionen in Grobsande/Kiese erforderten überraschenderweise im Vergleich zu Feinsanden höhere Begasungsdrücke (Abb. 4.1). Es gilt die strömungsdynamische Barrierewirkung solcher Lagerungen für den Gas-Vertikalaufstieg (Auftrieb ist bei lateral-horizontaler Gasausbreitung nicht mehr Komponente der treibenden Kräfte) konzeptionell und experimentell weiter aufzuklären.



Abb. 4.1 Begasungsdruck in Abhängigkeit von Durchlässigkeitsbeiwert und P-Q-Leistungskurven an Lanzen mit unterschiedlichem Durchmesser

P-Q-Leistungskurven zeigten lineare Zusammenhänge, wobei Lanzen mit einem kleinen Durchmesser, bedingt durch den Strömungswiderstand, höhere Drücke erforderten. Steigerungen der Volumenstromrate (0,5 Nm³/h auf 1 Nm³/h) führten zu einer Verbesserung der O₂-Versorgung im Hangenden von Gasausbreitungsbarrieren und eine ROI-Erhöhung, was auf neue freigedrückte Porensysteme und damit einhergehend auf eine Vergrößerung des Gaskapillarnetzes hindeutete.

4.2 *O*₂-Gasausbreitung, Verteilung, Sättigung

Die <u>Gasausbreitung</u> ist abhängig von der Kraftresultierenden aus Kapillarkräften, Reibungskräften und Auftriebskräften. Im heterogenen Makromaßstab des Aquifers wird der kohärente/inkohärente Gastransport des weiteren durch den Gaseintragsdruck und das Injektionsregime, sowie durch den gashydrogeologischen Aufbau, insbesondere Gasaufstiegsbarrieren (Sedimentlagerungswechsel, bindige Schichten, hohe Anisotropien im vertikalen Durchlässigkeitsfeld) und Gasfallen bzw. Anreicherungshorizonte (z.B. Grobsande) bestimmt. Infolge der heterogenen Lagerung der Aquifermaterialien kommt es zwangsläufig zu heterogenen Gassättigungen, wobei einzelne Bereiche des Aquifers höher mit Gas aufgesättigt werden als andere. Eine gezielte Kanalisierung der Gasbewegung ist nicht möglich, Pfade mit kleinem Gaswiderstand und besserer Transportleistung kaum prognostizier- und nachweisbar.

Der Anstrom von Begasungslanzen (> 5 mgO₂/L_W) und die Bodenluft (> 30 O₂Vol.%) im Lanzenfeld zeigten in Abhängigkeit vom O₂-Gasinjektionsvolumenstrom signifikante Anreicherungen, woraus sich Reichweiten > 16 m ableiten ließen. Die Gasströmungsdynamik erfolgte unabhängig von der Grundwasserdynamik. Messstellen in 25 m Entfernung vom Gasinjektionspunkt reagierten zum einen bereits nach 25 Tagen mit O₂-Konzentrationen von 10–20 mg/L, andere gleichweit entfernte jedoch deutlich später (Abb. 4.2).



Abb. 4.2 O₂-Ausbreitungsgeschwindigkeit und Gaskissenentspannung

Unter Berücksichtigung chemischer Zehrprozesse waren grundwasserwirksame (O₂einlösungsrelevante) Ausbreitungsgeschwindigkeiten für O₂-Gas größer 0,5-1,0 m/d ableitbar, wobei sie häufig größer waren als die Grundwasserabstandsgeschwindigkeiten und sie somit auf einen kohärenten Gastransport über bevorzugte Gaspfade in Form tortuoser Kanäle hindeuteten. Ein erstmaliges Erschließen anoxischer Untergrundbereiche durch O₂-Gas ist ohne relevante Zeitverzögerung an der Erhöhung des Redoxpotentials im Grundwasser detektierbar.

Einfluß auf die <u>Gasverteilung</u> haben hochverdichtete Schichten und Lagerungsdichteänderungen u.a. auch innerhalb lithologisch homogener Sande, indem sie als vertikale Gasaufstiegsbarrieren fungieren und so größere laterale <u>Reichweiten</u> erzeugen. Grobsande/Kiese vergrößern ebenfalls die Reichweite, da sie den auftriebsbedingten Gasaufstieg behindern und bevorzugt Gas unter Kissenbildung speichern (Abb. 4.2 – Entspannung eines Gaskissens am Begasungspunkt). Vertikale Strukturen wie Auflockerungsbereiche um Messstellen (Lagerungshomogenisierungen) wirkten als Gasschlote mit präferentiellem Gasvertikalaufstieg eher reichweitenreduzierend. Ausgasungen aus dem Grundwasser in die Aerationszone konnten durch kleine Injektionsraten (0,5 – 1,0 Nm³/h) minimiert werden.

Die <u>In-situ-Gassättigung</u> wurde integral durch eine O₂-Massenbilanzierung für den Durchflussreaktor berechnet. Die mittlere Gassättigung betrug nach 160 Versuchstagen ca. 10 % des Porenraumes. Infolge der Aquiferheterogenität traten sowohl lokal höhere, als auch niedrigere Werte auf. Geophysikalische Tiefenprofilierungen in geeichten Stahlcasings und 2"-PVC-Rohren, durchgeführt durch die Fa. BLM Storkow GmbH, ergaben für Gaskissenbereiche Sättigungen von max. 50 %, (NN-Quotient 0,6) für Gasaufstiegsbarrieren Werte von kleiner 6 % (NN-Quotient 0,98) (Abb. 4.3).



Abb. 4.3 NN-Sondenkalibrierungen im Technikumsmaßstab zur Gassättigungsermittlung und Feldmessungen in einer Bohrungsinjektionslanze

Infolge der Gassättigung kommt es zu lokalen Verringerungen der Durchlässigkeitsbeiwerte und eine Reduzierung der Filtergeschwindigkeit des Grundwassers, bei gleichzeitiger Erhöhung der Aufenthaltszeit. Hochauflösende Wasserstandssensoren lieferten unter Beachtung der natürlichen Grundwasserspiegelrelaxation keine Hinweise auf hydraulisch relevante Gasverblockungen, was ein hohes Maß an strömungstechnischer Selbstregulierung der Gaswand verdeutlicht.

4.3 O₂-Gaseinlösung, Transport des gelösten Sauerstoffs

Nach Gasinjektionsabschluss fand an Lanzenstandorten mit gut wasserdurchströmten Porensystemen (z.B. DIL4MP) eine schnelle Einlösung statt. Immobilisiertes Gas in geringer durchströmten Porensystemen (z.B. BIL1MP) gab den Sauerstoff zunächst langsam und dann mit geringerer Intensität diffusionskontrolliert ab (Abb. 4.4).

Sauerstoffeinlösung und –verbrauch erfolgten gemittelt für die Gaswand im Zeitraum eines 1,5 fachen Austausches des Porenvolumens (PVA). Die Kinetik der Einlösung wurde basierend auf der O₂-Bilanzierung im Feldversuch und einer Modellrechnung mit dem Programmcode ALGO3a analysiert. Unter Zugrundelegung eines Sauerstoffverbrauchs für chemische Zehrung und Ammoniumumsatz in Höhe von ca. 1.780 kg (bezogen auf ein Gesamtgaswandvolumen von 6.860 m³), ergab sich eine O₂-Verbrauchsrate von 0,9 mg/kg_F*d. Die O₂-Entwicklung an einer repräsentativen Messstelle (P2) ließ sich daraufhin gut mit einer plausiblen O₂-Freisetzungrate von 1,25 mg/kg_F*d aus dem injizierten Gas nachbilden (Abb. 4.5). In der Gaswand bildeten sich O₂-Gelöstkonzentrationen von 0 mg/L bis größer 100 mg/L, wobei Gebiete mit höherer Durchlässigkeit besser versorgt wurden (Abb. 4.6). Im Abstrom der Gaswand fand eine zunehmende Homogenisierung statt. Mit O₂-Zehrkapazitäten von 12 mgO₂/kg_F und einer Rate von 0,1 mgO₂/kg_F*d war der Transport im Gaswandabstrom gut nachzubilden (Meßstelle P4 – Abb. 4.5).



Abb. 4.4 Abklingkurven für gelösten Sauerstoff, O2-Austrag aus der Gaswand



Abb. 4.5 O₂-NH₄-NO₃-Entwicklung im Grundwasser der Gaswand und Abstrom



Abb. 4.6 O₂-Entwicklung im Grundwasser unterschiedlich O₂-versorgter Profile

4.4 pH-Eh-Entwicklung unter O₂-Gaseinfluss und Eisenfällung

Im Aquifer kam es durch die O₂-Bereitstellung zunächst zu einer schnellen Änderung der Redoxverhältnisse. Bereits nach wenigen Tagen konnten innerhalb eines PVA in der Gaswand Eh-Erhöhungen ausgehend von 150-250 mV auf Werte größer 300 mV festgestellt werden. Durch die Aerobisierung des Aquifers lagen so optimale Milieubedingungen für die nachfolgende Nitrifikation vor. Etwas später setzten Versaue-

rungsprozesse ein. Neben der Protonenbildung im Nitrifikationsprozess erfolgte eine Säurebildung zunächst infolge von Pyritoxidationen, Eisen(III)-, Eisenhydroxid- und Eisencarbonatbildungen. Die Protonen wurden nach Calcitlösungsprozessen aus der Feststoffmatrix weitestgehend gepuffert. Nach einem Jahr betrug die pH-Reduzierung ausgehend von pH-Werten von 6,9-7,0 nur 0,2-0,6 Einheiten. Langfristig ist jedoch für den untersuchten Standort damit zu rechnen, dass auch andere natürliche Puffersubstanzen im Aquifer zunehmend ihre Säureneutralisationskapazität bereitstellen müssen um das gesamte Langzeit-Säurepotential zu binden. Verbunden mit der vollständig ablaufenden Fällung von Fe(II) aus dem Grundwasser kommt es langfristig zu lokalen Reduzierungen der Gaswanddurchlässigkeit. Der Einfluss von Eisenverblockungen ist aber im Vergleich zur Gassättigung deutlich untergeordnet, da die auftretenden Fe(II)-Konzentrationen im Grundwasser auch bei jahrzehntelangen Grundwasserbehandlungszeiträumen nur vergleichsweise geringe Precipitatmengen ergeben und diese sich zudem in schlechter durchströmten Porenkanälen ablagern.

4.5 Nitrifikationsprozesse

Nach einer Versuchszeit von etwa 30 Tagen zeigten sich in den besser O₂-versorgten Feldversuchsbereichen bereits erste geringe NO₂⁻ und NO₃⁻ Anstiege im Grundwasser. In den schlechter versorgten Gebieten begannen die Nitrifikationsprozesse erst nach etwa 60 Tagen. Nach einem langsamen Einsetzen der Nitrifikation kam es im gesamten Gebiet zu stetig steigenden NH₄⁺-Umsätzen. Einhergehend mit der Ammoniumreduzierung bildete sich Nitrat (Abb. 4.5). Eine Limitierung der Nitrifikation durch hohe O₂-Gehalte in der Gaswand war zu keinem Versuchszeitpunkt erkennbar. Für die Gaswand konnte eine mittlere Nitrifikationsrate von 0,07 mgN/kg*d ermittelt werden. Im Abstrom war die Nitrifikationsrate sauerstofflimitiert und betrug nur 0,008 mgN/kg*d. Durch die hier vorliegenden hohen, homogenisierten Sauerstoffgehalte (> 50 mg/L) kam es darüber hinaus lokal zu sauerstoffinduzierten Ammoniumfreisetzungen aus dem Kationenaustauschkomplex der Aquifermatrix.

Andererseits konnte gezeigt werden, dass bei bedarfsgerechter O₂-Dosierung die Nitrifikation in der BIOXWAND auch zum vollen Stoffumsatz (Abb. 4.7) geführt werden kann, wenn die gemessenen O₂-Konzentrationen im Grundwasser nur wenige mg/L betragen (Abb. 4.8). O₂-Unterversorgungen der Nitrifikanten führen nur zu einer befristeten Reduzierung ihrer Stoffwechselintensität, bei ausreichender Versorgung verstärken sich die Prozesse wieder ohne langanhaltende lag-Phasen. Durch eine entsprechende Begasungstechnologie war es möglich, neben der bedarfsgerechten O₂-Bereitstellung auch die reaktive Abstromlänge zu steuern und zu begrenzen.



Abb. 4.7 Nitrifikationsprozesse bei bedarfsgerechter O₂-Dosierung

4.6 Sauerstoffbilanzierung

In der Phase der Aquifervoroxidation und großräumigen Initiierung der Nitrifikationsprozesse wurde ins anaerobe Grundwasser eine O2-Reingasmenge von 3.386 kg, im wesentlichen ausgehend von einem Eintragselement an der Aquiferbasis eingetragen. Dies führte zur Ausbildung eines O₂-NO₃-beeinflussten Aquiferraumes von ca. 12.300 m³. Etwa 6.860 m³ entfielen dabei auf die Gaswand mit mittleren Gasreichweiten von 5-14 m, ca. 5.440 m³ bildeten den aeroben Abstrom, der durch O₂-Zehrlängen bis zu 16 m charakterisiert wurde. Durch chemische O₂-Zehrprozesse der porösen Feststoffmatrix wurden in der Gaswand 1.292 kg O₂ und im Abstrom 202 kg O₂ verbraucht. Das sind nach 160 Tagen überwiegender Dauerbegasung 44 % der injizierten O2-Menge, die für die Voroxidation benötigt wurden. Für einen mittleren ca. 70-%-igen NH4⁺-Umsatz lag der O2-Verbrauch bei 411 kg. Im aerobisierten Bilanzraum war gleichzeitig eine O₂-Menge von 102 kg gelöst. Sowohl die mikrobiell umgesetzte, als auch gelöst auftretende O₂-Menge waren in Bezug auf die Gesamt-O₂-Eintragsmenge eher gering. Die O₂-Verluste über die Grundwasseroberfläche in die Aerationszone betrugen nur 339 kg. Aus der Summe der O₂-Eintragsmenge, den O₂-Umsätzen und den O₂-Verlusten wurde eine gespeicherte Gasmenge in der porösen Feststoffmatrix zum Bilanzierungszeitpunkt (160 Tage) mit ca. 970 kg abgeschätzt. Daraus ergab sich eine plausible mittlere Gassättigung von ca. S_G=0,1.

Schlussfolgernd kann eingeschätzt werden, dass in der Phase der Voroxidation des Aquifers, bei geringen Entgasungsverlusten aus der Saturationszone die größten Gasmengenanteile für chemische Prozesse sowie für die Gasverteilung bereitzustellen sind. Nachfolgend kann durch ein entsprechendes technologisches Verfahren die eingesetzte Nitrifikation bedarfsgerecht gesteuert und die aerobisierte Abstromlänge begrenzt werden.



Abb. 4.8 Nitrifikationserhöhung bei O₂-Reduzierung und Zehrlängenbegrenzung

5 Zusammenfassung

In Feldversuchen wurde durch O₂-Gasinjektion in eine anoxische Schadstofffahne ein mehrstufiger insitu-Durchflussreinigungsreaktor als permeable BIOXWAND formiert. Die unterirdische Behandlung fand zunächst in einer Gaswand bei der Passage des mit NH₄-kontaminierten Grundwassers (0,004 kg NH₄-N/(m^{2*}d)) und nachfolgend im Abstrom statt. Die Feststoffmatrix des Aquifers war in die Behandlung integriert. Zur Dimensionierung wurden der Reaktoraufbau und Aufbereitungszielwerte berücksichtigt sowie die O2-N-Umsetzungen bilanziert. Der Gaseintrag zur Erzeugung hoher immobiler Gassättigungen und die Gasverteilung in Form eines weitverzweigten, raumwirksamen Gaskapillarnetzes wurden bei hydrostatischen Überdrücken von 40-140 mbar und Gasströmen von 0,5-1,0 Nm³O2/h, unter Einbeziehung der gas-/hydrogeologischen Verhältnisse erzielt. Der getestete 30 m mächtige Aquifer erhielt eine mittlere Gassättigung von 10 %, wobei heterogenitätsbedingt in Gaskissen (Grobsande) höhere und in Gasaufstiegsbarrieren (dicht gelagerte Sande) kleinere Werte auftraten. Matrixgespeichertes Gas führt lokal zu Reduzierungen der Durchlässigkeit (Erhöhung der GW-Aufenthaltszeit), die sich infolge strömungstechnischer Selbstregulierungen der Gaswand nicht als hydraulisch relevante Aquiferverblockungen auswirken. Die Gasausbreitung erfolgt kohärent/inkohärent, mit einer von der GW-Bewegung weitestgehend unabhängigen Dynamik. Über indirekte Verfahren abgeleitete Gastransportgeschwindigkeiten waren z.T. deutlich größer 0,5-1,0 m/d. Die Gasreichweite und Netzwerkdichte waren über den Gasstrom beeinflussbar. Zur O2-Zehrlängenverringerung im Gaswandabstrom und Anpassung der O₂-Dosierung an den mikrobiellen Bedarf wurde ein Verfahren mit steuerbarem O₂-Partialdruck entwickelt. Die Gaseinlösung in gut durchströmten Bereichen erfolgte schnell, immobilisiertes Gas in geringer durchströmten Zonen wurde diffusionskontrolliert gelöst.

Durch die Milieuänderung des Aquifers kam es zu <u>Versauerungsprozessen</u> (Protonenbildung im Nitrifikationsprozess, Pyritoxidation u.a.). Durch Calcitlösungen wurden Neutralisationsprozesse ausgelöst. <u>Eisenverblockungen</u> der Porenmatrix wurden im Vergleich zur Gasverblockung als untergeordnet bewertet. <u>Nitrifikationsprozesse</u> konnten ohne Eintrag von adaptierten Mikroorganismen bei ausreichender O₂-Versorgung nach 30-50 Tagen iniitiert werden. Innerhalb weniger Monate kam es durch die Aktivierung des Stoffwechsels der autochtonen Biozönose und deren Wachstum zum nahezu vollständigen N-Stoffumsatz.

Danksagung

Das BMBF förderte den Berliner Wasserbetrieben mit ihren FuE-Partnern, FUGRO GmbH Berlin und GFI GmbH Dresden in der Zeit von 01.01.2001 bis 30.06.2003 das FuE-Vorhaben "Entwicklung und Erprobung einer Bio-Oxidations-Reinigungswand im Abstrom eines anoxischen Grundwasserleiters – BIOXWAND", FKZ:02WT0091. Die Autoren danken für die hierdurch geschaffenen Möglichkeiten.

Anschrift der Autoren

Dr. rer. nat. F.I. Engelmann, C. Roscher FUGRO Consult GmbH Berlin Wolfener Straße 36 V, 12681 Berlin Tel.: (030) 93651304, Fax.: (030) 93651300

Dipl.-Ing. H. Ehbrecht Berliner Wasserbetriebe Postfach 021098, 10122 Berlin Tel.: (030) 86445034, Fax.: (030) 864420535034

Dr.-Ing. R. Giese GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden Meraner Str. 10, 01217 Dresden Tel.: (0351) 4050662, Fax.: (0351) 4050669