

Stickstoffemission aus Deponien: Prognosen, Nachsorgezeiträume, Emissionsminderung

Peter Mostbauer, Roman Prantl

Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien

Nitrogen Emissions from Landfills: Prediction, Timescale of Aftercare, Reduction of Emissions

Abstract

Predictive calculations of $\text{NH}_4\text{-N}$ leachate concentrations and loads with the model „LaNDy“ indicate that natural aerobisation of landfills (heights between 20 and 40m) is not sufficient to achieve an acceptable level of leachate emissions. Among the techniques applied to reduce of N emissions in the long-term (after decline of gas formation) in-situ aeration of landfills is recommended.

Inhaltsangabe

Die mit dem Modell „LaNDy“ erstellten Prognosen für die Auswaschung von $\text{NH}_4\text{-N}$ aus Deponien (Konzentrationen, Frachten) zeigen auf, dass bei Deponiehöhen von 20 bis 40m die natürliche Aerobisierung von Deponien nicht ausreichend ist. Maßnahmen zur Emissionsminderung sind daher zu treffen. Es wird empfohlen, nach Abklingen der Gasbildung eine in-situ Aerobisierung von Deponien durchzuführen.

Keywords

Stickstoff, Verfügbarkeit, Transportmechanismen, Langzeitverhalten, Sickerwasser, Aerobisierung, Nachsorgezeitraum.

Nitrogen, availability, transport mechanisms, long-term behaviour, leachate, aerobisation, aftercare period

1 Stickstoffdynamik und N-Bilanzen

Restmüll ist bereits in der Anfangsphase der Ablagerung ein Stickstoff-Überschusssystem, d.h. es ist mehr Stickstoff vorhanden als beim Wachstum der anaeroben Mikroorganismen benötigt wird. Nach der anfänglich in der Deponie herrschenden „biologischen Hochkonjunktur“ stehen nicht mehr genügend Energie- und Kohlenstoffquellen für eine Steigerung der Biomasse zur Verfügung, und nur mehr eine geringe Anzahl an spezialisierten Mikroorganismen erschließen in der Folge die schwerer verfügbaren Substrate. Durch das Absterben der rasch wachsenden Populationen werden innerhalb der ersten Jahre nach der Ablagerung größere Mengen an Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) freigesetzt. Nach zehn Jahren (und $>10\text{a}$) verläuft die Auswaschung von $\text{NH}_4\text{-N}$ parallel zu derjenigen von Chlorid (KYLEFORS & ANDREAS, 2002, HEYER, 2003). Dies bedeutet, dass der Wasseraustausch bzw. physikalische Transportmechanismen die weitere Freisetzung von $\text{NH}_4\text{-N}$ prägen.

Für eine Bewertung der Emission einer Deponie „innerhalb des gesamten Lebenszyklus“ sind N-Bilanzen und prognostizierte N-Frachten von großer Bedeutung (mehr als N-Konzentrationen). Diesbezüglich sind jedoch nur wenige Informationen verfügbar. Im DSR-Versuch beträgt bei unbehandeltem bzw. ausschließlich mechanisch aufbereitetem Abfall die N-Fracht (N_{ORG}) im Sickerwassers ca. $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{3}$ der anfänglichen N-Gesamtmasse (LEIKAM, 2002, MOSTBAUER ET AL., 2004a). Die Fracht an $\text{NH}_4\text{-N}$ kann durch biologische Behandlung (Dreiecksmieten, 7 Monate Behandlungsdauer) auf ca. 7 bis 10% der Gesamt-Stickstoffmasse verringert werden (siehe auch Abbildung 1).

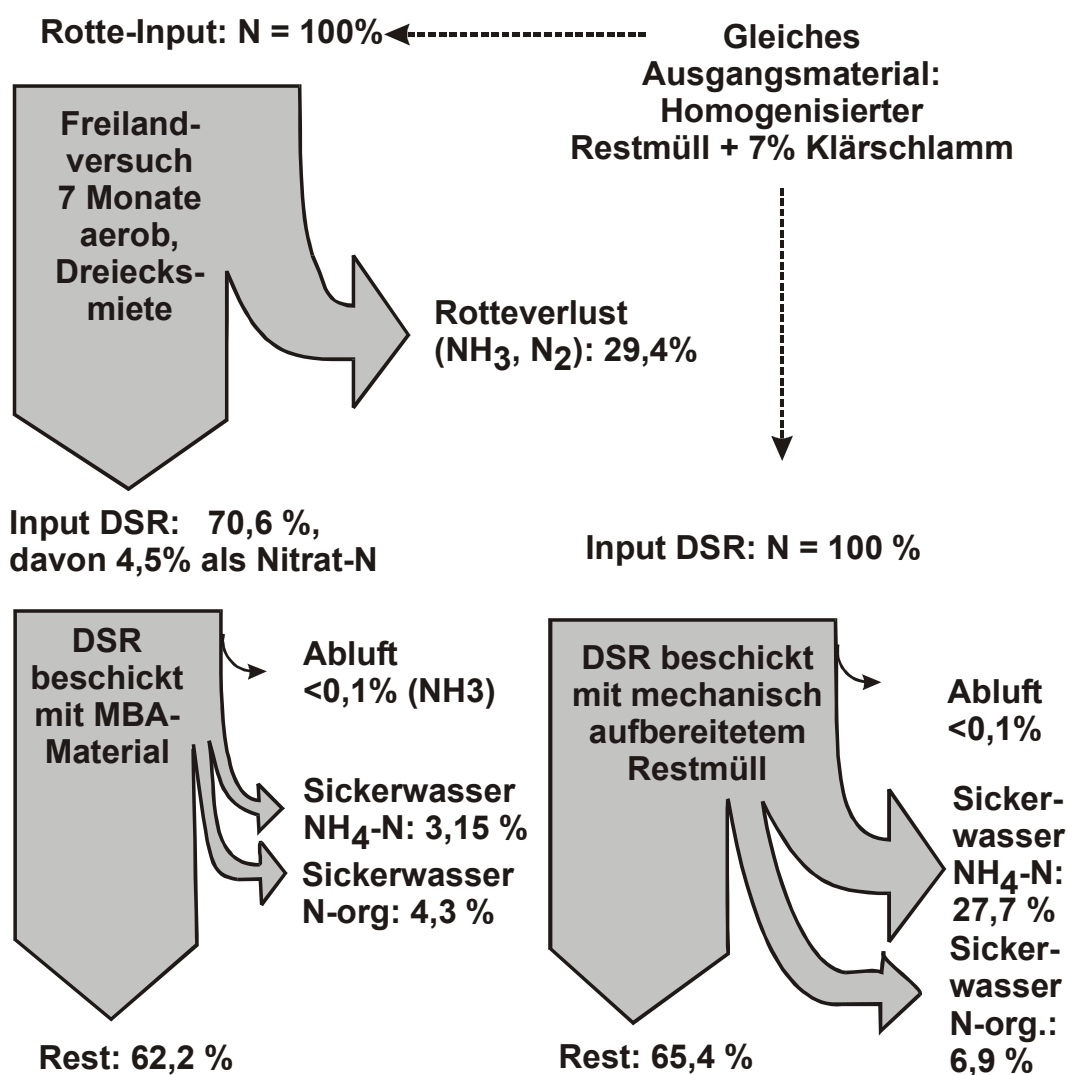


Abbildung 1 Stickstoffbilanzen mit und ohne biologische Vorbehandlung

2 Prognosen und Modelle

Die bisher vorhandenen Abschätzungen für N-Emissionen aus Deponien gehen oftmals von starken Vereinfachungen aus. Durchaus berechtigt ist hierbei die Annahme, dass nach mehr als 10 Jahren (bei MBA-Material bereits früher) die Auswaschung von $\text{NH}_4\text{-N}$

primär ein physikalischer Vorgang ist, sofern die Deponie anaerob bleibt. Stagnierende Zonen, bevorzugte Sickerwege und virtuelle Wasserstände („Wasserlinsen“) wirken jedoch bei der Modellierung der Sickerwassermenge und –zusammensetzung von Altdeponien erschwerend.

2.1 Abschätzung der Nachsorgezeiträume betreffen N - Literaturangaben und Verwendung von DSR-Sickerwasserdaten

Abschätzungen wurden bislang auf der Basis von Mehrfach-Elution von Feststoffproben (BELEVI & BACCINI, 1989), DSR-Versuchen (z.B. KRUSE, 1994) und einer breiten Datenbasis von Sickerwasseranalysen (KRÜMPELBECK & EHRIG, 1999a) durchgeführt. Dabei wurde der Verlauf der Konzentration für $\text{NH}_4\text{-N}$ oder N_{TOT} extrapoliert bzw. aus DSR-Versuchen übernommen.

Tabelle 1 Abschätzungen / Literaturangaben über Nachsorgezeiträume betreffend N

Kriterium für nachsorgefreie Deponie:	$\text{NH}_4\text{-N} < 5$ bzw. < 15 mg/l	$\text{NH}_4\text{-N} < 50$ mg/l	$\text{NH}_4\text{-N} < 70$ mg/l
KRUSE (1994)	<5: 815 – 930 a	440 – 550 a	-
HEYER & STEGMANN (1998)	-	-	120 – 300 a
KRÜMPELBECK & EHRIG (1999)	-	Jahrzehnte bis Jahrhunderte	
YOUCAI ET AL.(2000)	<15 mg/l: 24 a	-	-
ANDREAS & BILITEWSKI (1999)	<5: 250 – 580 a	-	120 – 300 a
ANDREAS (2000)	-	-	206 – 920 a
LEIKAM (2002)	-	Jahrhunderte	
HEYER (2003)	-	-	120 – 450 a

Anmerkung: Einige Abschätzungen beziehen sich auf den löslichen Gesamtstickstoff (TKN). Langfristig gilt jedoch: $\text{TKN} \approx \text{NH}_4\text{-N}$

KYLEFORS & ANDREAS (2002) schlagen vor, nicht die Zeitachse, sondern das L/S-Verhältnis als Maßstab für die Abschätzung der Nachsorgedauer zu verwenden. In dieser Weise sind für unterschiedliche Infiltrationsraten und unterschiedliche Geometrie der Deponie Abschätzungen auf der Basis von DSR-Versuchen möglich. Für Altlastenmaterial (älter als 10a) wird von KYLEFORS & ANDREAS ein L/S-Bereich zwischen 0,9 und 3,9 angegeben, um einen Zielwert von $\text{N} < 70 \text{mg/l}$ zu erreichen. Die Verwendung einer L/S-Skala ist jedoch nur für ausreichend stabiles bzw. stabilisiertes Material sinnvoll. Bei nicht vorbehandelten Siedlungsabfällen bzw. weniger stabilem Material sollte nur ein

Teil des DSR-Versuches – z.B. Daten/Analysen nach dem Maximum der Gasbildungsrate – für eine Abschätzung zukünftiger N-Emissionen verwendet werden.

Wenn die Abschätzung auf Extrapolation von Sickerwasserdaten aus realen Deponien beruht, dann erlaubt der unstete Verlauf des Parameters N_{TOT} (gesamter gelöster Stickstoff) keine exakte Prognose (KRÜMPELBECK & EHRIG, 1999a). Außerdem wird in den in Tabelle 1 genannten Abschätzungen nicht versucht, die Auswirkungen einer allmählichen natürlichen Aerobisierung der Deponie (Eindiffundieren von Luft/Bodenluft) abzuschätzen. Eine derartige natürliche Aerobisierung ist bei 20 bis 30 Jahre alten Deponien mit geringer Schütthöhe jedenfalls deutlich vorhanden (HEYER et al., 2005).

Von den oben genannten Abschätzungen erscheinen jene, die keine Zahlenwerte für den Nachsorgezeitraum, sondern nur die zu erwartende Zehnerpotenz angeben („Jahrzehnte bis Jahrhunderte“) glaubwürdiger. Exemplarische Prognosen für MBA-Material bestätigen die Bedeutung der natürlichen Aerobisierung und der Deponiehöhe für die Abschätzung des Nachsorgezeitraumes (siehe folgender Abschnitt).

2.2 Prognosen, durchgeführt mit dem Modell LaNDy

Das Landfill Nitrogen Dynamics Model (LaNDy) wurden in den Jahren 2002 bis 2004 am Institut für Abfallwirtschaft speziell für die Prognose von N-Emissionen aus MBA-Deponien entwickelt. In die Modellentwicklung flossen zahlreiche N-Ganglinien aus DSR-Versuchen und vorhandene physikalische Kennwerte von MBA-Materialien ein. Beispielsweise wurden die Wasserspannungskurven von 2 MBA-Materialien aus Österreich untersucht, sodass die Kalibrierung von Parametern, die im hydraulischen Modell (Van-Genuchten-Mualem Modell) verwendet werden, auf Messungen beruhen.

Exemplarische Abschätzungen der Nachsorgedauer betreffend N-Emissionen im Sickerwasser wurden bereits 2004 für ausreichend stabilisiertes MBA-Material (A) und sehr gut biologisch stabilisiertes MBA-Material (B) für unterschiedliche Durchlässigkeitsbeiwerte ($k_S=7 \cdot 10^{-7}$ m/s, $3 \cdot 10^{-8}$ m/s und $1 \cdot 10^{-9}$ m/s) durchgeführt (MOSTBAUER & PRANTL, 2004b, siehe Tabelle 2).

Im Trend ergeben sich hierbei eine Abnahme der Nitrifikation und Methanoxidation mit geringer Durchlässigkeit, und selbstverständlich auch eine geringere Wasseraustauschrate. Damit verbunden ist zunächst eine Zunahme der Nachsorgezeiträume, wenn der k_S -Wert auf ca. 10^{-8} m/s verringert wird. Wenn Material mit sehr geringer Durchlässigkeit ($\leq 10^{-9}$ m/s) relativ trocken eingebaut wird, dann verringert sich der Wassertransport durch den Deponiekörper nochmals, weil die ungesättigte Durchlässigkeit geringer ist als diejenigen des wassergesättigten Abfalls. Wenn nun Oberflächenwasser oder der im hydraulisch nicht homogenen, oberflächennahen Bereich der Deponie auftretende Zwischenabfluss gemeinsam mit dem stärker konzentrierten Si-

ckerwasser erfasst wird, kann ein Verdünnungseffekt eintreten, die theoretisch die Nachsorgeräume stark reduzieren (auf nur 10 bis 15 Jahre). Der Nachteil sehr geringer Durchlässigkeit ist jedoch, dass das auswaschbare Potential innerhalb von Dekaden kaum verringert wird. Falls dieses auswaschbare Potential – betreffend Stickstoff - nicht durch Nitrifikation verringert wird, besteht die Gefahr eines zeitlich versetzten Emissionsmaximums für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht.

Tabelle 2 Exemplarische Abschätzung für MBA-Material, Deponiehöhe: 20m

MBA Material	A	B	A	B	A	B	A	B
k_s (m/s)	$7 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-9}$
Anfänglicher Wassergehalt (%w/w)	28	28	28	28	28	28	33	33
Prognostizierter Nachsorgezeitraum (a) bis zum Erreichen von $\text{NH}_4\text{-N} < 200$ mg/l (Einleitengrenzwert Kläranlage):								
Grundmodus	80	65	95	80	b)	b)	70	b)
Nitrifikationsmodus	51 c)	38 c)	90	70	b)	b)	42	b)
Prognostizierter Nachsorgezeitraum (a) bis zum Erreichen von $\text{NH}_4\text{-N} < 10$ mg/l (Einleitung in Fließgewässer):								
Grundmodus	220	200	220	200	b)	b)	> 300	b)
Nitrifikationsmodus	56 c)	40 c)	170	160	b)	b)	> 300	b)

a) Beim Einbau bzw. nach letzter Ablagerung

b) Siehe Text sowie MOSTBAUER & PRANTL, 2004b

c) Eine Überschätzung der Geschwindigkeit der passiven Aerobisierung des Deponiekörpers ist nicht auszuschließen

Abbildung 2 zeigt eine Prognose der pro Flächeneinheit zu erwartenden Frachten an $\text{NH}_4\text{-N}$ für grobkörnigen Siedlungsabfall ($k_s=10^{-6}$ m/s) mit nur mehr geringem Gasbildungspotential ($15 \text{ Nm}^3/\text{t TS}$), berechnet mit LaNDy. Der freisetzbare organische Stickstoff wird in diesem Fall grob mit 1gN/kg abgeschätzt, die angenommenen Anfangstemperaturen liegen zwischen 30 und 50°C .¹ Eine nicht abgedichtete, rekultivierte Deponie mit mäßig hoher Infiltration (250mm/a) wird modelliert. Der Eintrag von Sauerstoff erfolgt im Modell nach Abklingen der Gasbildung durch Diffusion ausschließlich von der Oberfläche her. Dies führt jedoch bei Deponiehöhen von 20 , 30 und 40m nicht zur vollständigen Aerobisierung (vgl. auch Abbildung 3). Nur bei einer Deponiehöhe von 10m folgt nach ca. $50\text{-}60$ Jahren ein deutlicher Rückgang der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht, weil im Modell eine vollständige passive Aerobisierung eintritt. Die Berechnung im „Grundmodus“ von LaNDy, bei dem angenommen wird, dass die gesamte Deponie anaerob bleibt, ergab bei Deponiehöhen von 20 , 30 und 40m ähnliche Resultate (nicht eingezeichnet). Nur

¹ Der gesamte Parametersatz (Inputdaten) kann bei den Autoren angefordert werden.

bei 10m Höhe (durchgezogene Linie in Abbildung 2) ist ein deutlicher Unterschied zu erwarten.

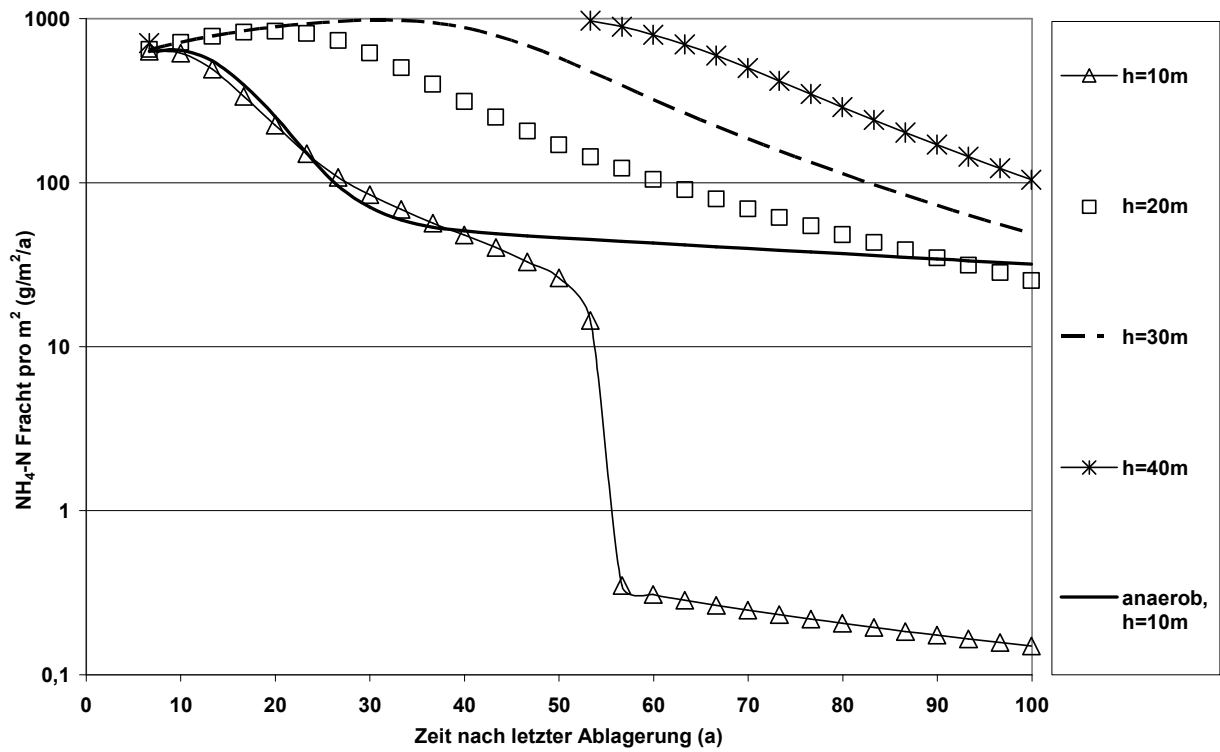


Abbildung 2 Prognose von NH₄-N-Frachten mit LaNdy

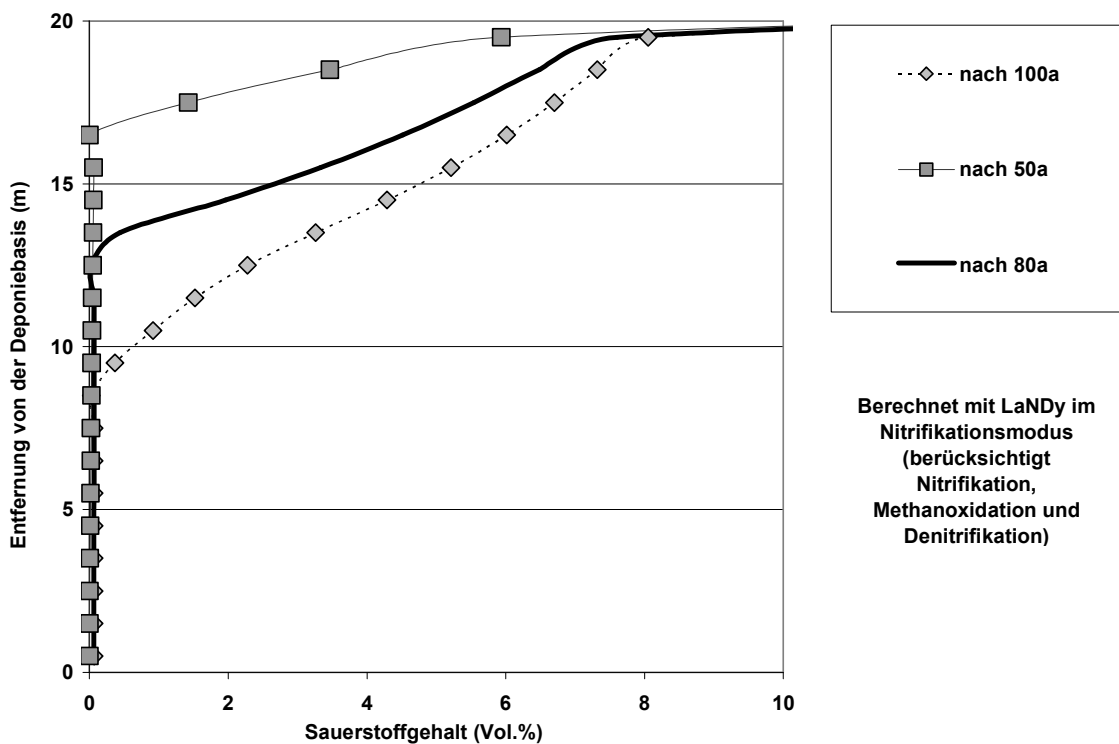


Abbildung 3 Prognose der Verteilung von Sauerstoff bei passiver Aerobisierung

Im UFOPLAN-Vorhaben „Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge“ haben HEYER et al. (2006) Vorschläge für die zulässigen Frachten bei der Entlassung aus der Nachsorge erarbeitet. Deren Vorschlag für zulässige Fracht – sowohl für Direkteinleitung als auch für Versickerung – beträgt 25 bis 100kg N_{TOT}/ha/a. Umgerechnet auf eine Flächeneinheit von einem Quadratmeter sind dies 2,5 bis 10g/a/m². Diese „kritische Fracht“ wird aber – gemäß der oben durchgeführten Prognose – bei Deponiehöhen von 20, 30 und 40m auch in 100 Jahren nicht unterschritten (mit und ohne passive Aerobisierung). Es folgt, dass die natürliche, passive Aerobisierung von Deponien von der Oberfläche her nicht ausreichend ist. Bestenfalls kann bei Deponiehöhen um 10m und geringerer Höhe nach einigen Dekaden der Sauerstoffeintrag durch Diffusion zu einer entsprechenden Verringerung der Frachten führen. Der Unsicherheitsfaktor bei der Abschätzung des Zeitpunktes der vollständigen passiven Aerobisierung (Sauerstoff erreicht auch die Deponiebasis) ist jedoch aufgrund der Überlagerung der Varianzen und der teilweise noch wenig abgesicherten Parametrierung der Submodelle noch relativ groß (Submodelle: Kinetik, Wärmetransportmodell, hydraulisches Modell, Diffusion, Methanoxidationsmodell). Vollständige Aerobisierung innerhalb von etwa 50-100a ist damit wahrscheinlich, aber noch durch weitere Kalibrierung des Diffusionsmodells und insbesondere durch Messungen der Gaszusammensetzung bei geeigneten Deponien (geringe Höhe, Basisdichtung, vorwiegend Siedlungsabfall, Analysenprofile) abzusichern.

3 Lösungsansätze zur Verkürzung der Nachsorgezeiträume und Emissionspotentiale

Die nun folgenden Lösungsansätze beziehen sich auf den Parameter N (Ammonium-N und organisch gebundener N im Sickerwasser). Da häufig gleichzeitig andere Potentiale (abbaubarer OC) und Emissionen (Salze, BSB, Geruch) verringert werden, wirkt sich jede Maßnahme, die N betrifft, meist auch in anderer Weise positiv aus. Es ist erstaunlich, dass bisher keine Studien zum Stand der Emissionsminderung betreffend N in Deponien verfügbar sind, die die einschlägigen Technologien ausführlich analysieren und bewerten. Der hier vorliegende Beitrag kann eine entsprechende „BAT“-Studie (Best Available Technique) nicht ersetzen, gibt jedoch einige Hinweise für die Bewertung.

Sickerwasserkreislaufführung ist bei jungen Deponien eine Maßnahme, die den anaeroben Abbau beschleunigt und damit den organischen N-Pool rascher verringert. Der Vorteil bezüglich N-Emissionen: Die Umwandlung von organischem N in NH₄-N geschieht früher. Allerdings wird dabei auch die Konzentration an NH₄-N höher sein als bei Deponien ohne Sickerwasserkreislauf (ONAY & POHLAND, 1998). NH₄-N kann in der Folge (auf natürlichem Weg oder beschleunigt) früher aus der Deponie abgezogen, natürlich ausgewaschen oder durch Aerobisierung behandelt werden.

Nitrifikation und anschließende Denitrifikation (N+D) ist biochemisch gesehen eine nahe liegende Lösung zur Beseitigung des in der Deponie gespeicherten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Pools. Folgende Strategien werden hierbei untersucht bzw. diese wurden teilweise auch in der Praxis realisiert:

- Externe biologische Sickerwasserreinigung: Hier wird Nitrifikation und Denitrifikation außerhalb des Deponiekörpers durchgeführt. Für die Denitrifikation ist die Zugabe einer Kohlenstoffquelle erforderlich. (z.B. Ethanol, Sickerwasser mit hohem BSB, Methan). Technologien mit hoher Reinigungsleistung für N, wie z.B. Sequential Batch Reaktoren (SBR) sind hier bereits Stand der Technik (ROBINSON et al., 2005). Auch Versuche mit Abfallmaterial (Papier – Feststoffreaktor) als Kohlenstoffquelle wurden bereits durchgeführt, jedoch mit nur mäßigem Erfolg (WITZ & EHRIG, 2003).
- Externe Nitrifikation, in-situ Denitrifikation (BERTANZA, 2003, PRICE et al., 2003). Im großtechnischen Versuch bereits mit Erfolg durchgeführt.
- Nitrifikation durch Aerobisierung – Nach Ende der Aerobisierung wird gebildetes Nitrat in der Deponie denitrifiziert. Die Gaszusammensetzung und das Verhältnis zwischen abgebautem $\text{NH}_4\text{-N}$ und gebildetem $\text{NO}_3\text{-N}$ zeigt an, dass bei Aerobisierung reduzierende bzw. anaerobe „Inseln“ im Material bestehen bleiben, und gleichzeitig N+D abläuft (PRANTL et al., 2006). Die überwiegende $\text{NH}_4\text{-N}$ -Masse wird jedoch nitrifiziert. Niederdruck-Verfahren werden für die Stabilisierung bevorzugt eingesetzt, während impulsartige Hochdruck-Aerobisierung oftmals primär auf Geruchsminderung ausgerichtet ist. Die erforderliche Behandlungsdauer kann ca. 4-6a betragen und bewirkt weitgehende Nitrifikation des im Deponiekörper gespeicherten $\text{NH}_4\text{-H}$. Nach Abschalten der Belüftung wird Nitrat im Deponiekörper durch Kohlenstoffquellen im Abfall denitrifiziert.
- N+D durch intermittierende Niederdruck-Aerobisierung von Deponien. Durch oftmalige Abschaltung wird die Denitrifikation forciert.
- N+D durch intermittierende oberflächennahe Aerobisierung, kombiniert mit einem Sickerwasserkreislauf (HE & SHEN, 2006).
- Stabilisierung durch Vorbehandlung und in-situ Behandlung durch das an der Universität Padua entwickelte PAF-Verfahren (Pretreatment + Aerobisation + Flushing, COSSU et al., 2003).
- Semi-aerobe Deponie: Die Luft wird passiv durch den Deponiekörper geleitet, wobei der Kamineffekt (Aufstieg des Gases bzw. der Luft durch Erwärmung im Deponiekörper) genutzt wird. Dieses Stabilisierungsverfahren wird im asiatischen Raum (vorwiegend: Japan) für in Betrieb befindliche Deponien eingesetzt.

Reine Auswaschung („Flushing“) des $\text{NH}_4\text{-N}$ (ohne N+D) und Einleitung in Kläranlagen ist rein theoretisch denkbar, verursacht jedoch sowohl extrem erhöhten Wasserbedarf und hohes Abwasservolumen und ist damit weder ressourcenschonend noch praktikabel. Ebenfalls wenig ressourcenschonend sind Vorschläge, $\text{NH}_4\text{-N}$ durch Strippen (Ausblasen) aus dem Sickerwasser zu entfernen. Für eine hohe Reinigungsleistung ist hierbei der Einsatz von Chemikalien erforderlich. Die NH_3 -haltige, geruchsintensive Abluft muss (vermutlich mehrstufig) gereinigt werden. Die Verwertung des Produktes aus der Abluftreinigung (Ammoniumsulfat) als Düngemittel oder Tausalz ist kritisch.

Bei der Entscheidung über „in-situ“ oder „ex-situ“ Nitrifikation sollten die großen Unterschiede der Transportmedien in Dichte und Viskosität berücksichtigt werden. Die Dichte von Wasser beträgt ca. das 10^3 fache, und die Viskosität nur ca. das 10^{-5} fache der Luft. Demnach ist der Transport des gleichen Sickerwasser-Volumens um ein vielfaches energieintensiver (im Vergleich zur Luft). Die gleichmäßige Verteilung von Sickerwasser ist ein weiteres technisches Problem, das bei Aerobisierungsverfahren nicht vorhanden ist. Falls es gelingt, trotz Niveau- und Druckunterschieden auf der Deponieoberfläche bzw. unter der Oberflächenabdichtung das Sickerwasser für eine Kreislaufführung gleichmäßig zu verteilen, dann ist damit eine gleichmäßige Bewässerung des gesamten Deponieabschnittes noch immer nicht gewährleistet. Die Ausbildung bevorzugter Sickerwege kann den Transport von $\text{NH}_4\text{-N}$ zur „ex-situ“ Behandlung stark verzögern. Dem könnte man entgegenhalten, dass analog bei der Aerobisierung der eingedüστε Luftsauerstoff gleichmäßig verteilt werden muss und gegebenenfalls stagnierende (vielleicht wassergesättigte) Zonen nicht oder nur sehr langsam erreicht. Die Diffusion in der Gasphase ist jedoch auch in feinkörnigem Material möglich, solange der Luftporenanteil nicht sehr kleine Werte annimmt. Letzteres ist bei wassergesättigten, feinkörnigen Materialien bzw. „Inseln“ möglich. Diese wirken aber gleichzeitig als eine Barriere gegen rasche Freisetzung von $\text{NH}_4\text{-N}$. Gegen eine Sickerwasserkreislaufführung zur Beschleunigung der Gasbildung in frühen Phasen des anaeroben Abbaus (Aufrechterhaltung eines geeigneten Feuchtepegels) in der Deponie ist nichts einzuwenden.

Das Problem einer Sekundäremission durch geruchsintensive Stoffe oder allfällige Nebenreaktionen bei der Denitrifikation – namentlich Bildung von NO und treibhauswirksamem N_2O durch unvollständige Denitrifikation – stellt sich sowohl bei „in-situ“ als auch „ex-situ“ Denitrifikation. Die zu diesem Thema verfügbaren Daten sind derzeit für eine vergleichende Quantifizierung/Bilanzierung nicht ausreichend. Abluftreinigungssysteme zur Vermeidung von Geruchsemissionen müssen sowohl bei ex-situ wie auch bei in-situ Verfahren betrieben werden. Intermittierender Betrieb der Aerobisierung ist hierbei eine Möglichkeit, die Sauerstoffausbeute zu erhöhen und Abluftmengen einzuschränken.

Im Rahmen des österreichischen Forschungsprojekts INTERLAND (GERZABEK et al., 2006) wurden Feld- und Laborversuche durchgeführt, um die Auswirkungen einer In-situ Aerobisierung auf den Abfallfeststoff und dessen Emissionsverhalten zu untersuchen. Dabei zeigte sich, dass durch die Belüftung neben den organischen Belastungen (CSB, BSB) im Sickerwasser auch die Stickstoffemissionen deutlich reduziert werden können. Während im anaeroben Milieu der Gehalt an Ammonium nur langsam reduziert wird, kommt es bei Belüftung sehr rasch zu Nitrifikation und dadurch zu einer Abnahme von $\text{NH}_4\text{-N}$. Für das Erreichen der Indirekteinleiterqualität von $\text{NH}_4\text{-N} < 200 \text{ mg/l}$ wird eine Belüftungsdauer von ca. 5 Jahren abgeschätzt, während sich im anaeroben Milieu ein Zeitraum von 100 bis 150 Jahren ergibt (Ausgangskonzentration: 1.000 bis 1.500 mg/l). Nitrat ist in der Anfangsphase in sehr geringen Konzentrationen vorhanden und steigt im weiteren Verlauf kontinuierlich an. Die ausgetragenen Nitratfrachten sind aber stets deutlich geringer als die Differenz der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht belüfteter und unbelüfteter Versuchsvarianten. Dies zeigt die Denitrifikation von Nitrat in anaeroben Teilbereichen an, wodurch elementarer Stickstoff (N_2) die letzte Senke der Stickstoffverbindungen ist.

Sickerwasserkreislaufführung und spätere Aerobisierung von Deponien sind auch Optionen, die Eingang in den derzeit vorliegenden Entwurf der Neufassung der Österreichischen Deponieverordnung (DVO) finden. Derzeit wird in Österreich ein Vorschlag diskutiert, der eine temporäre Abdeckung, ein Abwarten des Abklingens der Gasbildung (zulässig: bis zu 20a) und anschließende aktive Aerobisierung vorsieht. Die endgültige Abdichtung der Deponie wäre gemäß Entwurf der DVO erst nach diesen Nachsorgephasen aufzubringen. Die entsprechenden Begleitmaßnahmen zur Finanzierung, nämlich die Bildung von Rücklagen, werden ebenfalls in der neuen DVO festgelegt (Annex 8 der neuen DVO, Entwurf vom September 2006).

4 Schlussfolgerungen

Die Abschätzung des Nachsorgezeitraumes für den Parameter Stickstoff ist derzeit mit großen Unsicherheiten verbunden. In Übereinstimmung mit KRÜMPELBECK & EHRIG ergeben sich bei Berechnungen mit dem Modell LaNDy Nachsorgezeiträume von Jahrzehnten bis Jahrhunderten (am ehesten: ca. 100-200a bei Deponiehöhen $>15\text{m}$), wobei Deponiehöhe und potentielle natürliche Aerobisierung maßgebliche Faktoren sind.

Passive Aerobisierung ist für eine Verringerung des N-Austrages nicht ausreichend. Nitrifikation und anschließende Denitrifikation ist jener biotechnische Weg, der bei der Verringerung des in Altdeponien gespeicherten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Pools beschritten werden muss. Nach dem derzeitigen Wissenstand wird empfohlen, diese biologischen Vorgänge „in-situ“, also mittels Aerobisierung oder intermittierender Aerobisierung einzuleiten.

5 Literatur

- Andreas L., Biletewski B. 1999 Effects of waste quality and landfill technology on the long-term behavior of municipal landfills. *Waste Management & Research* 17:413-423.
- Andreas L. 2000 Langzeitemissionsverhalten von Deponien für Siedlungsabfälle in den neuen Bundesländern, Dissertation, TU Dresden.
- Belevi H., Baccini P. 1989 Long-term behaviour of municipal solid waste landfills. *Waste man. & res.* 7:43-56.
- Bertanza G. 2003 Landfill leachate recirculation: Technical-economic evaluation of intermediate nitrification. 9th International Waste Man. and Landf. Symp., 6-10 Oct.2003, Sardinia.
- Cossu R., Raga R., Rosetti D. 2003 Full scale application of in-situ aerobic stabilization of old landfills. 9th International Waste Man. and Landf. Symp., 6-10 Oct.2003, Sardinia.
- Gerzabek et al. 2006 Projekt INTERLAND. <http://interland.arcs.ac.at>
- He R., Shen D.-S. 2006 Nitrogen removal in bioreactor landfill system with intermittent aeration at the top of landfilled waste. *Waste Management* 26:8:838-845.
- Heyer K.-U., Stegmann R. 1998 Chemisch-biologische Abbauprozesse im Deponiekörper und deren Auswirkungen auf Dauer und Massnahmen der Deponienachsorge. Beitrag zum VDI Seminar.
- Heyer K.-U. 2003 Emissionsreduzierung in der Nachsorge. *Hamburger Berichte* 21, TU Hamburg-Harburg.
- Heyer K.-U. et al. 2005 Evapassold – Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen. Lebensministerium, Wien.
- Heyer K.-U., Hupe K., Stegmann R. 2006 Kriterien für die Beendigung der Nachsorge – Resultate eines UFOPLAN-Vorhabens. www.ifas-hamburg.de/pdf/umweltforschungsplan.pdf
- Kruse K. 1994 Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien. Veröffentlichungen des Inst.f. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 54.
- Krümpelbeck I., Ehrig H.-J. 1999 Abschätzung der Restemission von Deponien in der Betriebs- und Nachsorgephase auf der Basis realer Überwachungsdaten. Bergische Universität – Gesamthochschule Wuppertal.

- | | | |
|---|-----------|---|
| Kylefors K., Andreas L. | 2002 | Long-term leaching of municipal solid wastes. In: Predictions of leaching from MSW and measures to improve leachate management at landfills. Dissertation, Universität Lulea, S. |
| Leikam K. | 2002 | Bilanzierung der Stickstoff- und Kohlenstoffemissionen bei der biologischen Restabfallbehandlung und der Deponierung der Rotteendprodukte. Hamburger Berichte 19, TU Hamburg-Harburg. |
| Mostbauer P., Binner E.,
Heiss-Ziegler C., Lechner
P. | 2004
a | Stickstoffdynamik in Deponien und deren Modellierung. Institut für Abfallwirtschaft, BOKU, Wien. I.A. des Fonds zur Förderung der wiss. Forschung. |
| Mostbauer P., Prantl R. | 2004
b | Abschätzung von Nachsorgezeiträumen mit dem Modell „LaNDy“. In: K.Lorber et al.: Depotech 2004 – Abfall- und Deponietechnik, Altlasten, Abfallwirtsch. |
| Onay T.T, Pohland F.G. | 1998 | In-Situ nitrogen management in controlled bioreactor landfills. Water Resources 32:5:1383-1392. |
| Prantl R., Tesar M., Huber-
Humer M., Lechner P. | 2006 | Changes in carbon and nitrogen pool during in-situ aeration of old landfills under varying conditions. Waste Management 26:4:373-380. |
| Price G.A., Barlaz M.A.,
Hater G.R. | 2003 | Nitrogen management in bioreactor landfills. Waste Management 23:675-688. |
| Robinson H., Olufsen J.,
Last S. | 2005 | Design and operation of cost-effective leachate treatment schemes at UK landfills: Recent case studies. CIWM Sci. & Technical Review, April 2005. |
| Youcai Z.L., Janggying L,
Renhua H., Guwei R. | 2000 | Long-term monitoring and prediction for leachate concentrations in Shanghai refuse landfill. Water, Air & Soil Pollution 122:281-297. |

Anschrift des Verfassers

Mag. Peter Mostbauer
 Institut für Abfallwirtschaft / BOKU
 Muthgasse 107/3
 A-1090 Wien, Österreich
 Telefon +43 318 99 00 - 317
 E-mail: peter.mostbauer@boku.ac.at
 Website: www.wau.boku.ac.at/abf.html