

8 Ergebnisse der Deponiesimulationsversuche unter anaeroben Milieubedingungen

Insgesamt wurden mit den Feststoffproben von 4 der 6 untersuchten Deponieabschnitte 20 Langzeitversuche in Deponiesimulationsreaktoren DSR durchgeführt (Tabelle 8.1). Anfänglich wurden alle DSR unter anaeroben Milieubedingungen betrieben, bei 7 Reaktoren wurden im Laufe des Versuchs aerobe Milieubedingungen eingestellt, worauf im nächsten Kapitel näher eingegangen wird.

Tab. 8.1: Übersicht der Deponiesimulationsreaktoren DSR

DSR/ Feststoffprobe	Ablagerungs- zeitraum [a]	Entnahmetiefe [m]	Einbaumasse in DSR [kg TS]	Einbau- dichte [Mg/m ³]	w [Gew.-%]
Deponie A: Kernbereich					
1/AP1T13	13	11 m - 15 m	56,1	0,91	50*
2/AP1T13	13	11 m - 15 m	56,1	1,01	50*
3/AP1AP2	8 und 14	15 m - 17 m 9,5 m - 13,5 m	55,3	0,84	50*
4/AP1T16	14	15 m - 17 m	34,6	0,83	50*
5/AP2T15	8	13,5 m - 16,5 m	54,6	1,27	50*
6/AP3T12	8	12 m	37,9	0,95	50*
7/AP3T16	8	16 m	61,1	1,28	50*
Deponie A: Randbereich					
8/AP8T89	17	7,5 - 8,5 m 8,5 - 9,5 m	70,7	1,07	50*
9/AP9T06	16	4,5 - 7,0 m	43,1	1,06	50*
10/AP9T08	16	7,5 - 9,0 m	43,5	1,09	50*
11/AP9T10	16	9,3 - 10,5 m	40,3	1,03	50*
Deponie B					
12/BP2T11	28	11 m	61,6	0,94	50*
13/BP2T22	31	22 m	92,9	1,63	50*
14/BP3T17	32	17 m	67,8	1,07	50*
Deponie C					
15/CP1T10	10	10 m	37,5	0,98	50*
16/CP1T10	10	10 m	37,5	1,09	25
17/CP1T14	10	14 m	40,6	1,18	19
18/CP1T14	10	14 m	40,6	1,22	50*
Altdeponie D					
19/DP1T07	13 - 14	1 - 7 m	49,1	1,15	36*
20/DP1T07	13 - 14	1 - 7 m	52,0	1,23	36*

* Wassergehalt nach Aufstockung

Während des Einbaus in die DSR wurden bei leichter Verdichtung von Hand Feuchtdichten von 0,83 bis 1,28 Mg/m³ eingestellt, nur in einem Fall wurde aufgrund der Struktur der Feststoffprobe eine ungewöhnlich hohe Dichte von 1,63 Mg/m³ erreicht. In den DSR-Behältern 3/AP1P2 (Kernbereich Dep. A) und 8/AP8T89 (Randbereich Dep. A) wurden Feststoffe vermischt eingebaut, um die gegenseitige Beeinflussung des Emissionsverhaltens von Siedlungsabfällen unterschiedlichen Ablagerungsalters und unterschiedlicher Ablagerungsschichten zu untersuchen. Auch bei den DSR 19/DP1T07 und 20/DP1T07 der Altdeponie D wurden die Feststoffproben, die in einer Bohrung über die Höhe der Altdeponie gewonnen wurden, geschichtet in die Versuchsreaktoren eingebaut, um eine repräsentative Feststoffzusammensetzung über die Deponiehöhe zu beproben. Im Normalbetrieb befanden sich die DSR in einem Klimaraum, der eine konstante Temperatur von 30°C aufwies.

8.1 Emissionsverhalten über den Sickerwasserpfad

Anhand von sechs Deponiesimulationsreaktoren mit Feststoffproben unterschiedlicher Ablagerungszeiträume aus drei Deponieabschnitten wird das Emissionsverhalten über den Sickerwasserpfad dargestellt. Mit dem erhöhten wöchentlichen Wasseraustausch von 2 Litern wurde einige Wochen nach Befüllung der Reaktoren begonnen, sobald sich nach der Feststoffprobenahme und dem Einbau in den DSR wieder anaerobe Milieubedingungen eingestellt hatten. Diese erhöhte Wasseraustauschrate hatte wie erläutert eine beschleunigte Entfrachtung im Vergleich zum Deponiekörper zur Folge: biologische Abbauprozesse und die Mobilisierung von Salzen und Schwermetallen erfolgten unter optimierten Randbedingungen.

8.1.1 pH-Wert und Hydrogenkarbonat

Zu Versuchsbeginn liegen die pH-Werte in den DSR wie in Abbildung 8.1 vorwiegend im schwach basischen Bereich; sie entsprechen dem Sickerwasser und Bohrlochwasser zum Zeitpunkt der Probenahme auf den Deponieabschnitten. Aufgrund des erhöhten Wasseraustauschs gehen sie mit dem Austrag des Hydrogenkarbonats HCO₃⁻ als Hauptpuffer und der Veränderung der chemischen Gleichgewichte in den Neutralbereich bzw. schwach sauren Bereich zurück. Einen geringen Einfluss übt zudem das wöchentlich zugegebene Frischwasser aus, das schwach gepuffert ist und einen pH-Wert von etwa 5,5 - 6 aufweist. Eine so deutliche

Abnahme der pH-Werte lässt sich an Deponien, die sich in der stabilen Methanphase befinden, zwar nicht feststellen; sie kann aber langfristig auftreten, wenn der Wasserdurchsatz über die Zeit entsprechend groß wird und z.B. das Regenwasser ebenfalls einen schwach sauren pH-Wert („saurer Regen“) aufweist.

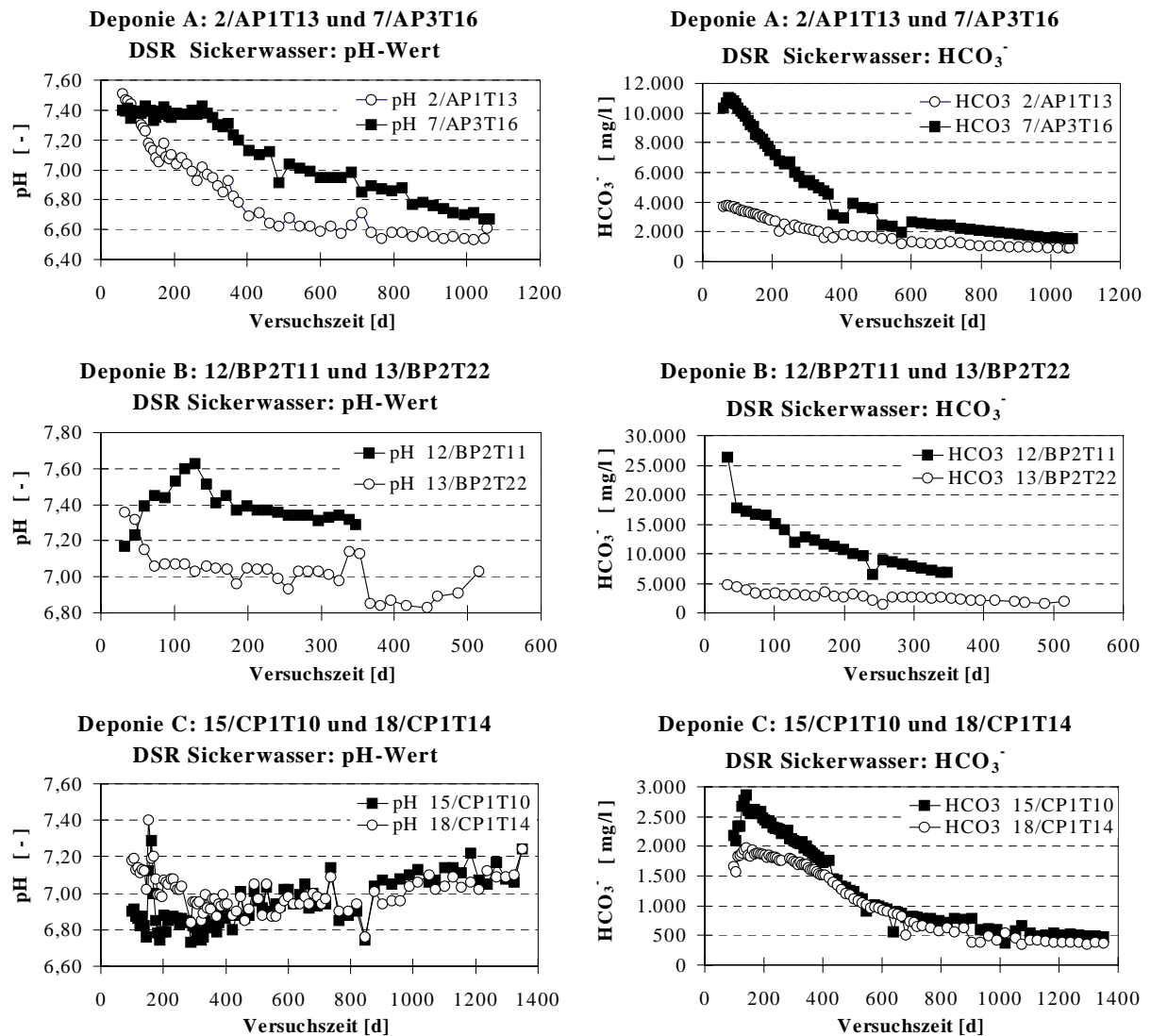


Abb. 8.1: pH-Werte und HCO_3^- im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe Milieubedingungen

Die unterschiedlichen Konzentrationen des Hydrogenkarbonats wie zahlreicher weiterer Parameter zu Versuchsbeginn spiegeln zum einen die Ablagerungsdauer in den jeweiligen Ablagerungsbereichen wieder. So weist das Sickerwasser des DSR 2/AP1T13, dessen Abfälle 5 Jahre länger in der Deponie A lagerten als die Abfälle im DSR 7/AP3T16, deutlich geringere Belastungen auf. Langfristig nähern sie sich einander an, wie es auch im

Deponiekörper zu erwarten ist. Dementsprechend sind auch bei den Leitfähigkeitsmessungen zu Versuchsbeginn deutliche Konzentrationsunterschiede in Abhängigkeit des Ablagerungsalters vorhanden. Die Leitfähigkeitswerte nehmen in dem Maße ab, wie die Ionen (u.a. Cl^- , HCO_3^-) ausgetragen werden. Zum anderen werden die früheren Milieubedingungen, die während der Ablagerung im beprobten Deponieabschnitt geherrscht haben, ersichtlich. So weist die Abfallfeststoffprobe Dep. B: 12/BP2T11 den schon mehrfach erwähnten Konservierungseffekt auf, so dass das Sickerwasser im DSR zu Versuchsbeginn überaus hoch belastet ist.

8.1.2 Chemischer Sauerstoffbedarf und biologischer Sauerstoffbedarf

Der Verlauf der organischen Belastungen in Abbildung 8.2, gemessen als chemischer Sauerstoffbedarf CSB und biologischer Sauerstoffbedarf BSB_5 , weist bei dem eingestellten Wasserhaushalt eine qualitativ ähnliche Abnahme über die Zeit auf.

Die organischen Belastungen nehmen in einem etwa asymptotischen Verlauf, der eine Funktion aus Verdünnung und mobilisiertem Anteil beschreibt, ab. Die BSB_5 -Konzentrationen bei den meisten DSR-Ansätzen sind erwartungsgemäß gering, da sich die Feststoffe in der stabilen Methanphase befinden. Nach den ersten Sickerwasserprobenahmen liegt das BSB/CSB -Verhältnis unter 0,2, meistens deutlich unter 0,1.

Auffällig sind erneut die quantitativen Unterschiede, die die unterschiedlichen Ablagerungsbedingungen und Ablagerungszeiträume im Deponiekörper widerspiegeln und zudem noch von der unterschiedlichen Abfallausgangszusammensetzung beeinflusst sein können. So grenzen die Feststoffproben der Deponie A (8 und 13 Jahre Ablagerungsdauer) die wahrscheinliche Bandbreite noch zu erwartender Sickerwasserbelastungen aus dem untersuchten Deponieabschnitt ein. Gleiches gilt für die älteren Feststoffproben der Deponie B (28 und 31 Jahre Ablagerungsdauer), wobei die Feststoffprobe aus 11 m Ablagerungstiefe (BP2T11) allerdings noch sehr viel höhere Anfangskonzentrationen aufweist (CSB bis 50.000 mg/l). Dieses Emissionsverhalten war allerdings nach den Ergebnissen der Auslaugversuche zu erwarten, insofern ergänzen und bestätigen sich die Untersuchungsverfahren. Insgesamt sind die Sickerwasseremissionen der Feststoffproben aus dem älteren Deponieabschnitt B im DSR jedoch schon geringer als bei der Deponie A.

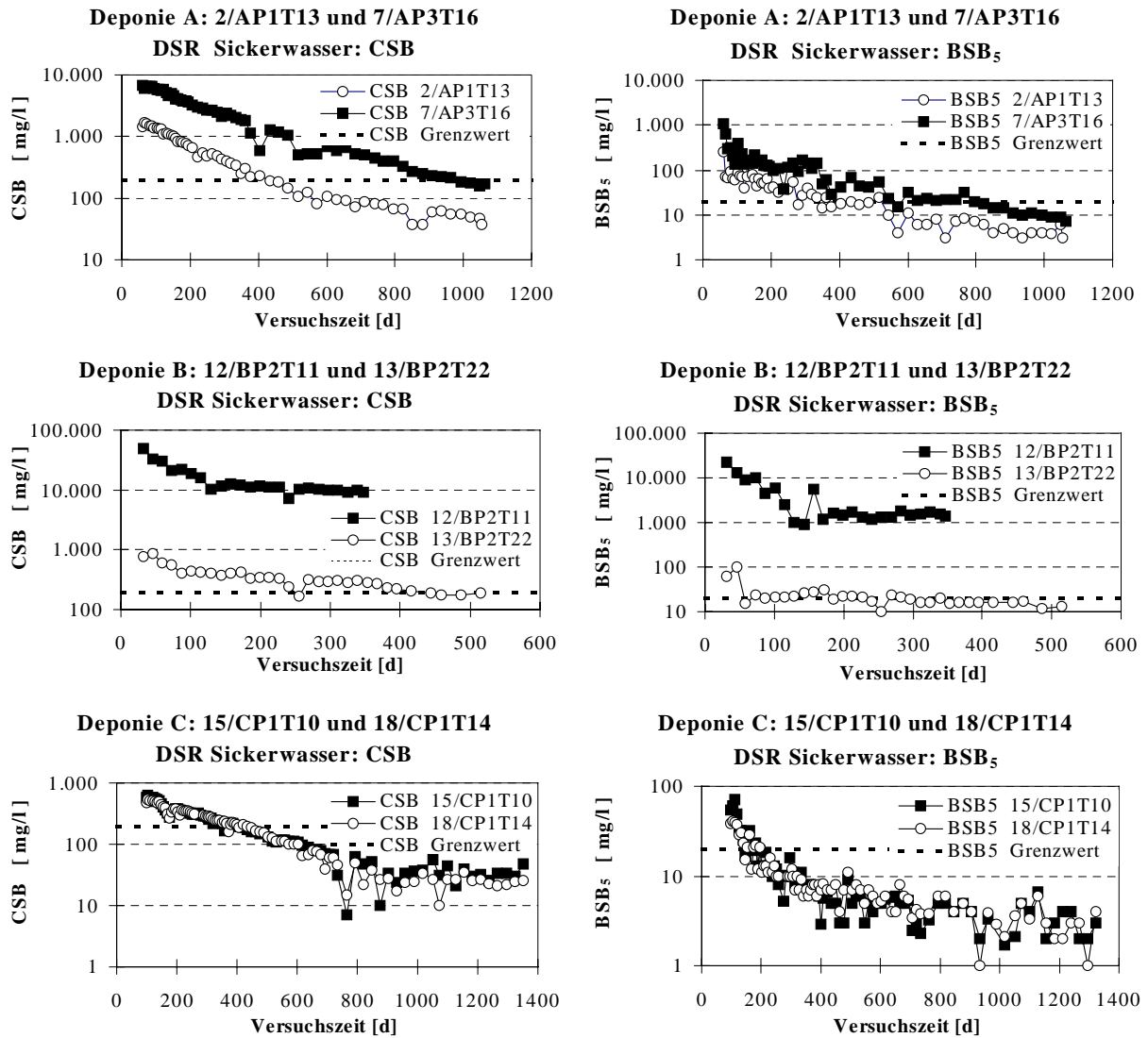


Abb. 8.2: CSB und BSB₅ im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe Milieubedingungen

Die Feststoffproben der Deponie C weisen von vornherein sehr geringe organische Sickerwasserbelastungen auf, woraus auf einen intensiven Stabilisierungsprozess im Deponiekörper geschlossen werden könnte. Wahrscheinlicher ist jedoch ein hoher Inertstoffanteil im Abfall zum Zeitpunkt der Ablagerung. Nach 1000 Versuchstagen liegen dort die CSB- und BSB₅-Konzentrationen mit in den niedrigsten Bereichen.

Zum Vergleich sind die Grenzwerte des 51. Anhangs „Oberirdische Ablagerung von Abfällen“ (AbwV, 1996) als gestrichelte Linie in die Abbildungen eingezeichnet. Sie werden für die Parameter CSB und BSB₅ zum Ende der Versuchsdauer von fast allen DSR-Sickerwässern unterschritten.

8.1.3 Kjeldahl-Stickstoff, Ammonium und Nitrat

Für die Stickstoffemissionen in Abbildung 8.3, gemessen als Gesamt-Kjeldahl-Stickstoff TKN, Ammonium-Stickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ und Nitrat-Stickstoff $\text{NO}_3\text{-N}$, sind grundsätzlich sehr ähnliche Verläufe wie für die organischen Belastungen festzustellen. Die Abnahme der Konzentrationen erfolgt jedoch nicht so schnell, da über die Versuchszeit ein höherer Anteil an Stickstoffverbindungen hydrolysiert wird. So wird der Grenzwert von 70 mg/l für den gesamten Stickstoff von einigen DSR Ansätzen auch nach über 1100 Versuchstagen noch nicht erreicht. Der Stickstoff liegt erwartungsgemäß fast ausschließlich in Form von Ammonium vor. Die Nitratgehalte sind unter anaeroben Milieubedingungen sehr gering.

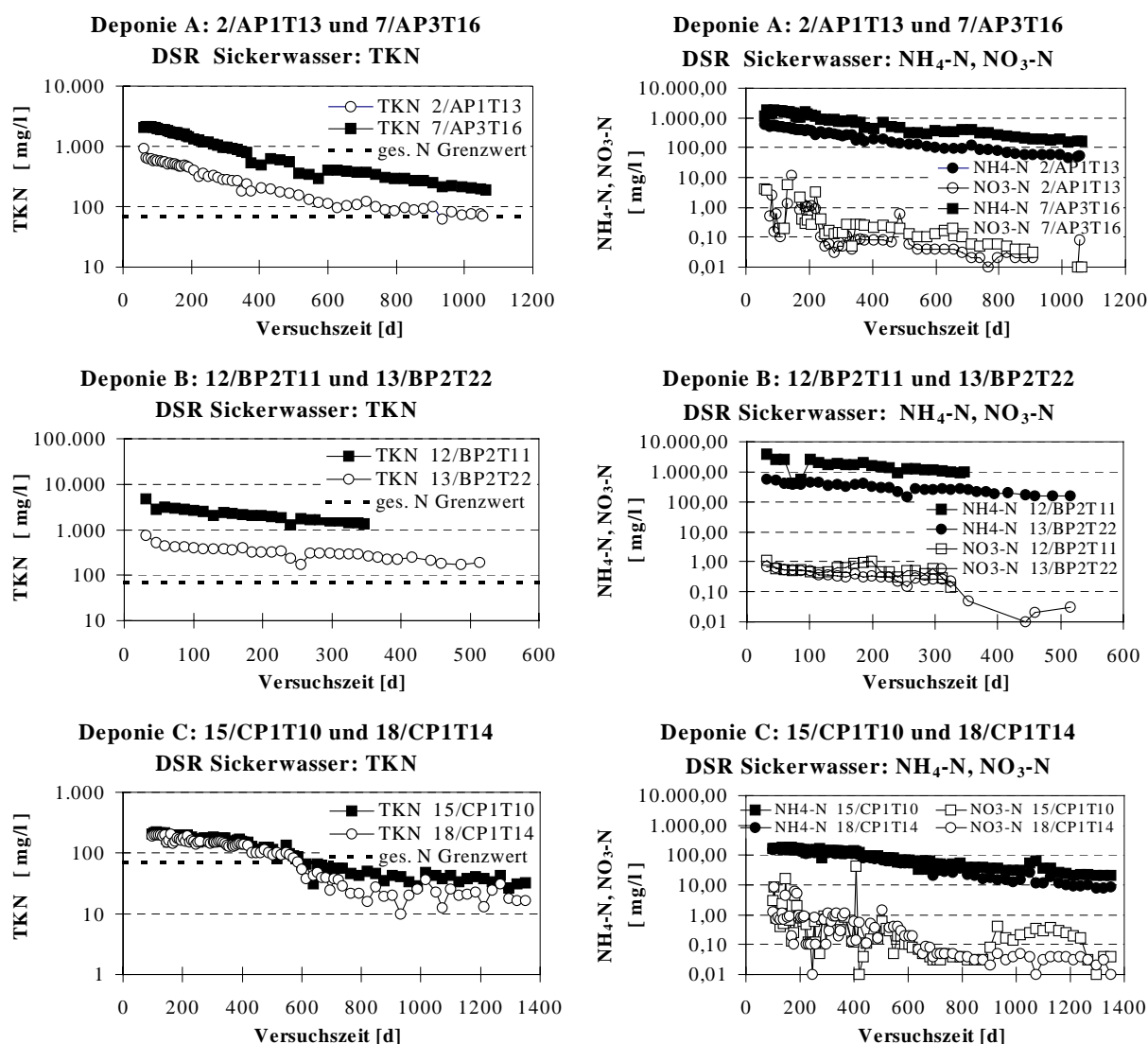


Abb. 8.3: TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe Milieubedingungen

8.1.4 Chlorid und halogenierte organische Kohlenwasserstoffverbindungen

Die Salze wie das Chloridion Cl^- in Abbildung 8.4 nehmen im Sickerwasser sehr schnell ab, da sie hauptsächlich einem Auslaugvorgang unterliegen und nur zu geringen Anteilen bei der langfristigen Hydrolyse mittel und schwer löslicher/abbaubarer Verbindungen freigesetzt werden. Auch hier treten quantitative Unterschiede der Konzentrationen in Abhängigkeit der Ausgangsbelastung der Abfälle bei der Probenahme auf der Deponie beziehungsweise zu Versuchsbeginn auf. Zur Beurteilung der Chloridkonzentrationen wurde der Schweizer Immissionsgrenzwert für oberirdische Gewässer gewählt (BELEVI et al., 1989).

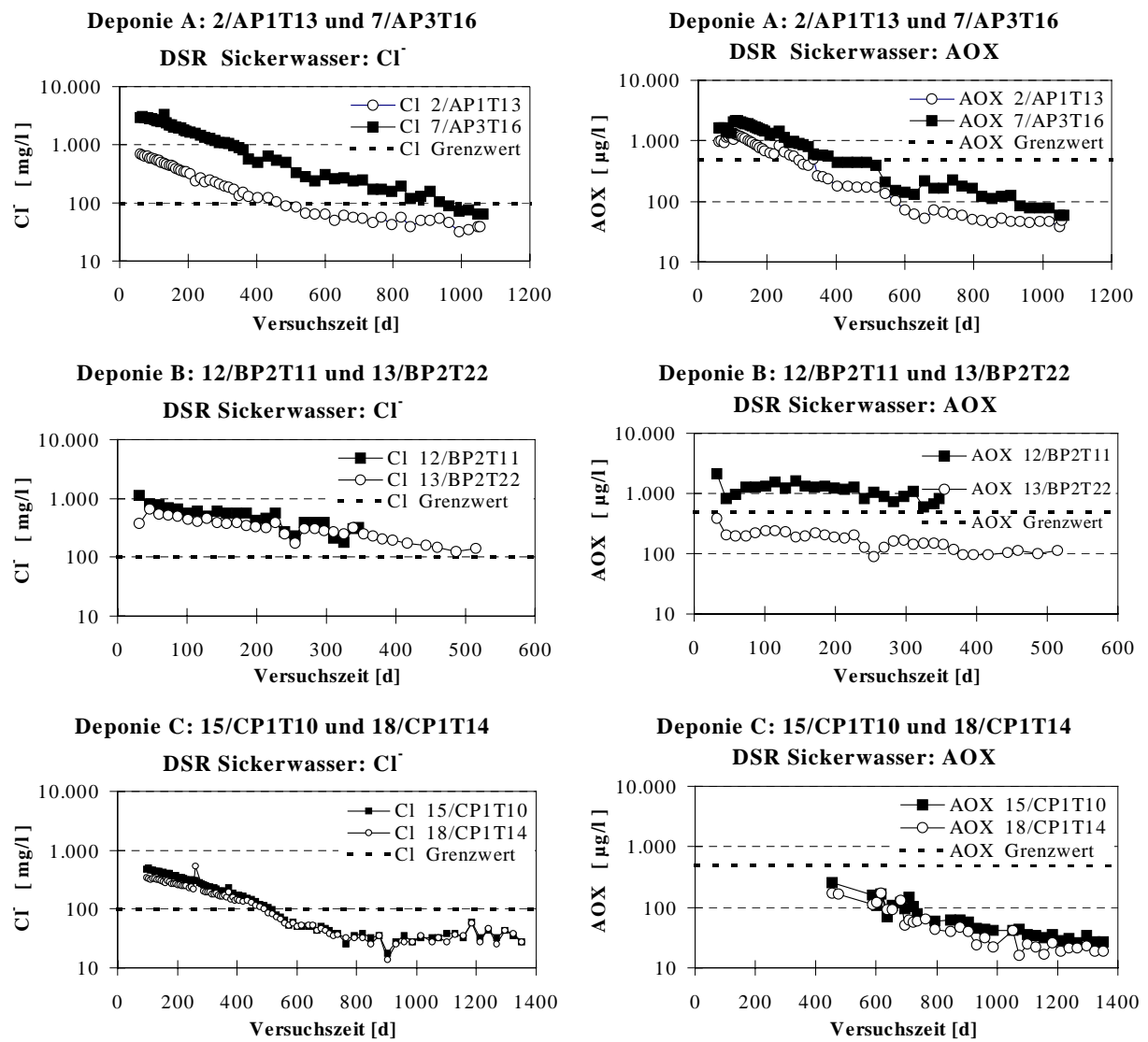


Abb. 8.4: Cl^- und AOX im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe Milieubedingungen

Die Konzentrationen an halogenierten organischen Kohlenwasserstoffen AOX nehmen bei einigen DSR zu Beginn der Versuche etwas zu, da die Mobilität dieser Verbindungen durch den beschleunigten Wasseraustausch und die einsetzenden biologischen Abbauprozesse ansteigt. Darauf findet wie bei den anderen Parametern eine kontinuierliche Abnahme der Sickerwasserbelastungen statt, nach etwa 600 Versuchstagen sind die Konzentrationen bei vielen DSR wie denen der Deponie A auf weniger als 10 % der anfänglichen Höchstkonzentrationen gefallen. Sie liegen bis auf eine Ausnahme durchweg unter dem Grenzwert von 500 µg/l. Deutlich sind auch hier die Einflüsse des Ablagerungszeitraums wie die höheren Anfangskonzentration aus der jüngeren Feststoffprobe 7/AP3T16 (8 Jahre Ablagerungsdauer auf Deponie A) sowie die Ablagerungsbedingungen anhand der im Deponiekörper wahrscheinlich konservierten Feststoffprobe 12/BP2T11 (28 Jahre Ablagerungsdauer auf Deponie B) mit den erhöhten AOX-Belastungen zu erkennen.

8.2 Schwermetallemissionen über den Sickerwasserpfad

Die Löslichkeit von Schwermetallen hängt neben deren Gesamtgehalt und der Bindungsform in der Feststoffmatrix insbesondere von den Milieubedingungen wie Redoxpotenzial und pH-Wert ab. Im neutralen pH-Wert Bereich und bei den negativen Redoxpotenzialen von –200 mV bis –300 mV in den DSR ist die Löslichkeit der meisten Schwermetalle sehr gering.

Demzufolge wurden im Sickerwasser aller auf Schwermetall beprobten DSR nur sehr geringe Konzentrationen nachgewiesen (Abbildung 8.5). Sie liegen bis auf die Schwermetallkonzentration des DSR 12/BPB2T11 bereits zu Versuchsbeginn unterhalb der Grenzwerte, die der 51. Anhang (AbwV, 1996) vorgibt. Im DSR 12/BP2T11 treten beim Nickel leichte und beim Chrom beträchtliche Überschreitungen auf. Möglicherweise sind in dieser lokal begrenzten Ablagerungsschicht in 11 m Tiefe erhöhte Anteile an schwermetallhaltigen Industrieabfällen abgelagert worden. Das erklärt neben dem Konservierungsprozess infolge mangelnder Feuchtigkeit auch die hohen organischen Sickerwasserbelastungen und gehemmte biologische Abbauprozesse während des DSR-Versuchs. So blieb die Deponiegasproduktion unter anaeroben Milieubedingungen im DSR trotz des hohen Anteils biologisch verfügbarer Organik auf einem niedrigen Niveau.

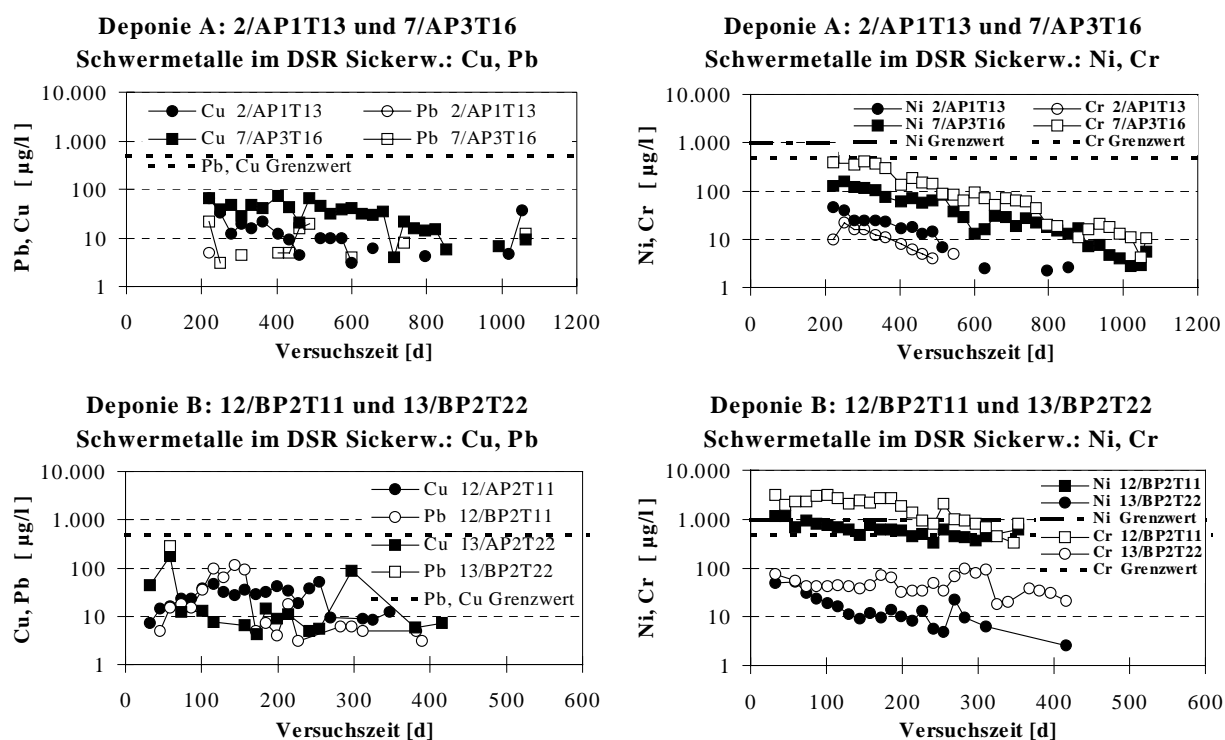


Abb. 8.5: Schwermetalle Kupfer, Blei, Nickel und Chrom im Sickerwasser der Deponie-simulationsreaktoren, anaerobe Milieubedingungen

8.3 Emissionsverhalten über den Gaspfad

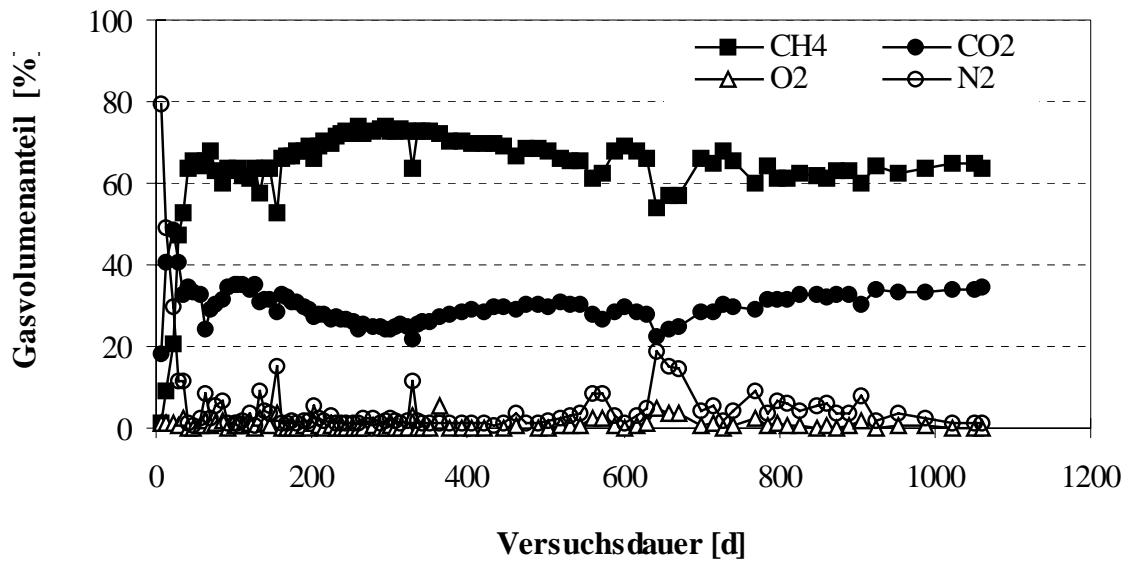
8.3.1 Menge und Hauptbestandteile des Deponiegases

Der biologische Abbau des verfügbaren organischen Anteils der Feststoffe führt zur Deponie-gasproduktion. Es werden vorwiegend Methan und Kohlendioxid produziert, daneben sind Stickstoff, etwas Sauerstoff sowie Deponiegasspurenstoffe im Gas enthalten.

In Abbildung 8.6 ist oben der Verlauf der Deponiegaskonzentrationen der Feststoffprobe 7/AP3T16 der Deponie A stellvertretend für alle anaerob betriebenen Reaktoren aufgetragen, darunter die Deponiegasproduktionsrate P_t sowie die sich daraus ergebenden Summenkurven für den Methananteil und das gesamte Deponiegas.

Da die Feststoffproben während der Entnahme in ihren Milieubedingungen verändert wurden und ihre biologischen Abbauprozesse im Vergleich zum Frischmüll deutlich geringer sind, dauert es einige Wochen, bis sich erneut die Gasverhältnisse der stabilen Methanphase eingestellt haben. Die in die DSR eingebauten Abfallproben weisen nach dieser „Einfahrphase“ wieder Deponiegaszusammensetzungen auf, die der stabilen Methanphase bzw. der Langzeit-phase entsprechen (siehe auch RETTENBERGER et al., 1992).

DSR Gaszusammensetzung



Gasproduktionsrate, Methan- und Gaspotenzial

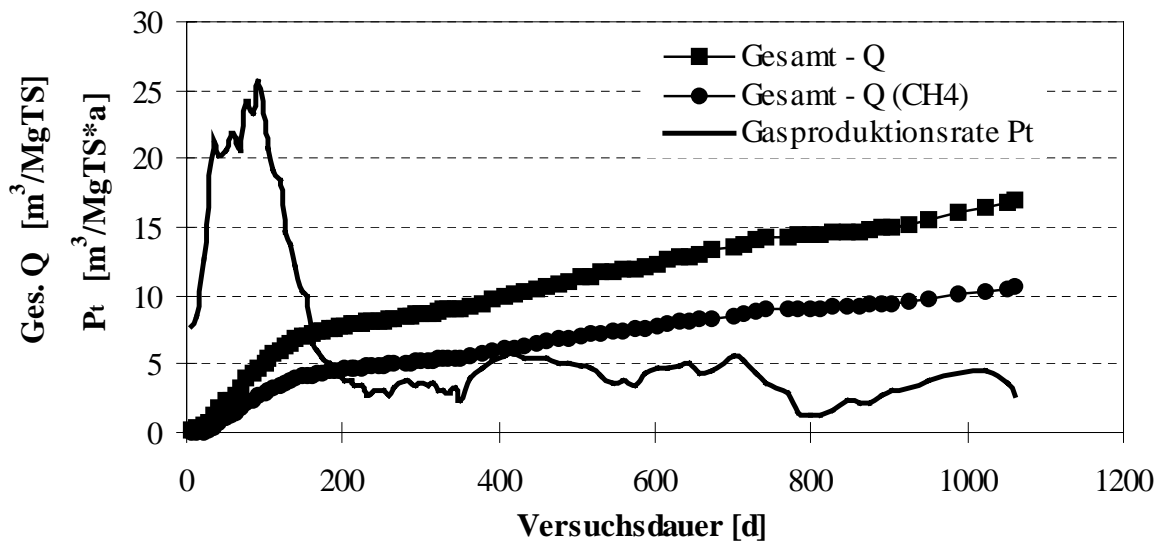


Abb. 8.6: Deponiegaszusammensetzung und -produktion im DSR 7/AP3T16 (Kernbereich Dep. A, 8 Jahre Ablagerungsdauer), anaerobe Milieubedingungen

Mit dem Anstieg der Methankonzentration am Ende der „Einfahrphase“ wächst auch die Gasproduktionsrate (Gasproduktion pro Zeiteinheit) merklich an und erreicht bei den meisten DSR Versuchen in den ersten 200 Versuchstagen ihren Höhepunkt. Danach nimmt sie deutlich ab und verbleibt auf einem niedrigen Niveau. Auch nach 1100 Versuchstagen ist die Gasproduktion noch nicht abgeschlossen, daher nähern sich die Gassummenkurven noch nicht der Horizontalen.

Um das Restgaspotenzial der Abfälle in den DSR-Versuchen abzuschätzen, wurden auf der Basis der Summenkurven Extrapolationsrechnungen durchgeführt, die vom Verfahren her bereits bei der Extrapolation der Ergebnisse der Mehrfachauslaugungen vorgestellt wurden. Für den DSR 7/AP3T16 ergibt sich so ein Restgaspotenzial von $22 \text{ m}^3/\text{MgTS}$.

Anhand der geringen Abnahme der Gasproduktionsraten zum Versuchsende ist weiterhin zu erkennen, dass die Halbwertszeit, die den Rückgang der Gasproduktion beschreibt, mit der Ablagerungsdauer etwas anwächst, weil die biologischen Abbauprozesse mit der Zeit von den mittel und schwer abbaubaren Anteilen bestimmt werden.

Die errechneten Restgaspotenziale aller anaerob betriebenen Deponiesimulationsreaktoren sind in Abbildung 8.7 eingetragen. Zum Vergleich ist die theoretische Abnahme des Restgaspotenzials über die Ablagerungsdauer dargestellt, wobei von folgenden Annahmen ausgegangen wird:

- 50 bis 100 kg/MgTS an biologisch verfügbarem Kohlenstoff zu Beginn der Ablagerung, was bei einer vollständigen Umsetzung in die Gasphase ein Gasbildungspotenzial von $G_E = 1,868 \text{ m}^3/\text{kgC} * 50 (100) \text{ kgC/MgTS} = 93 (187) \text{ m}^3/\text{MgTS}$ zu Beginn der Ablagerung ergibt.
- Beginn der intensiven Gasproduktion unter anaeroben Milieubedingungen zwei Jahre nach der Ablagerung.
- Exponentieller Verlauf der Deponiegasproduktion mit einer mittleren Halbwertszeit von 6 Jahren.

$$G_E - G_t = G_E * e^{-k*(t-t_L)} \quad (\text{Gleichung 8.1})$$

mit:

G_E Gasbildungspotenzial [m^3/MgTS]

G_t produzierte Gasmenge zum Zeitpunkt t [m^3/MgTS]

k Faktor = $\ln 2/T_{1/2}$ [$1/a$]

$T_{1/2}$ Halbwertszeit (hier zu konstant 6 Jahren angenommen) [a]

t Ablagerungsdauer [a]

t_L „Lagphase“ = Zeitraum ohne nennenswerte Gasproduktion [a]

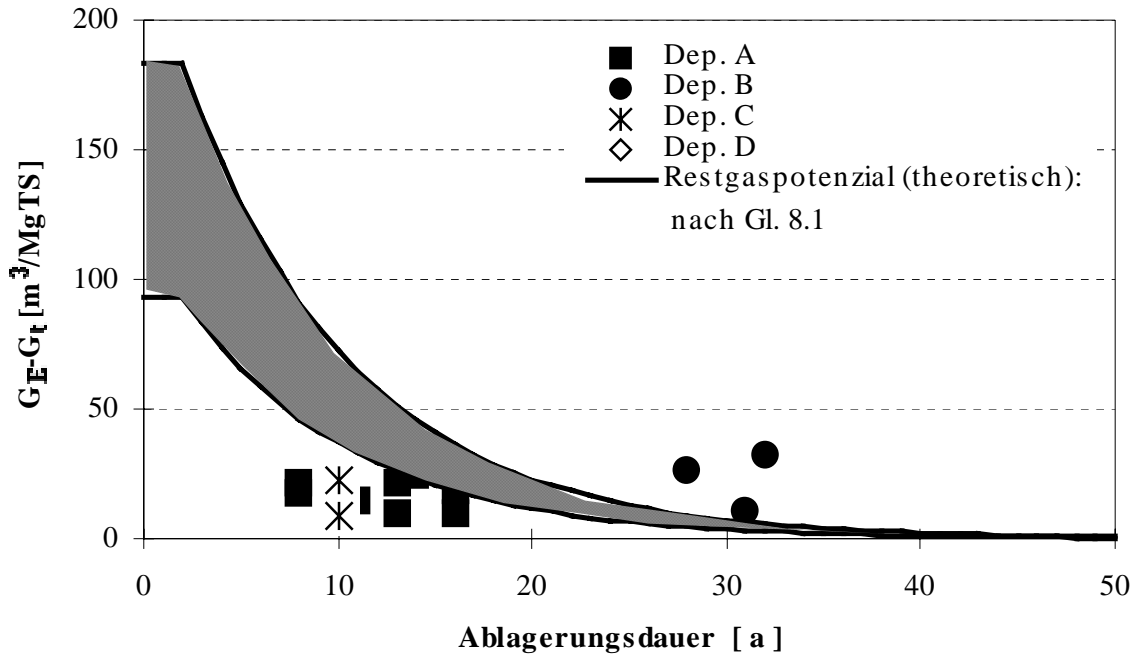


Abb. 8.7: Deponiegas: Restgaspotenziale im DSR-Versuch und Vergleich mit theoretischer Abnahme des Restgaspotenzials $G_E - G_t$

Für die Abfallproben der Deponie A ergeben sich aus den Langzeituntersuchungen in den DSR Restgaspotenziale zwischen 10 und 80 $m^3/MgTS$; sie liegen damit etwas unterhalb der bei den getroffenen Annahmen zu erwartenden Restgasproduktion, was erneut auf günstige Abbaubedingungen im Deponiekörper A hinweist. Der untersuchte Bereich der Altablagerung B weist Restgaspotenziale auf, die mit 11 bis 32 $m^3/MgTS$ etwas über den theoretisch zu erwartenden Restgaspotenzialen liegen, was erneut auf Hemmeinflüsse der biologischen Abbauprozesse oder eine Konservierung aufgrund mangelnder Feuchtigkeit im Deponiekörper hindeutet. Die Restgaspotenziale der DSR-Versuche für die Deponien C und D sind geringer als nach der Ablagerungsdauer im Deponiekörper zu erwarten wäre. Dies lässt auf bereits erwähnte geringere Organikgehalte bei der Deponierung bzw. günstige Abbaubedingungen infolge eines ausreichenden Wasserhaushalts schließen.

8.3.2 Geschwindigkeit der biologischen Abbauprozesse in den DSR

Ziel der Lysimeterversuche in den Deponiesimulationsreaktoren ist eine Beschleunigung aller Prozesse, die sich im Deponiekörper über lange Zeiträume entwickeln können. Mit einem „Zeitraffereffekt“ soll das zukünftige Emissionsverhalten nachvollzogen werden. Als wesentliche Maßnahmen neben den konstanten Milieubedingungen ist wie bereits erläutert die Veränderung des Wasserhaushalts durch erhöhte feststoffspezifische Wasseraustauschraten pro Zeiteinheit zu sehen. Indem der Wasseraustausch 70 bis 160-fach höher ist als in einem Deponiekörper, werden die Mobilisierungs- und Auslaugungsvorgänge stark beschleunigt. Es stellt sich nun die Frage, in welchem Maße die biologischen Abbauprozesse im DSR im Vergleich zur „realen“ Deponie gesteigert werden können.

Eine Intensivierung und Beschleunigung der biologischen Umsetzungsprozesse bedeutet, dass der Stoffumsatz der biologisch verfügbaren Abfallbestandteile pro Zeiteinheit im DSR größer ist als auf Deponien. D.h. die Restorganik wird anfänglich schneller umgesetzt, es entstehen mehr Abbauprodukte pro Zeiteinheit. Entsprechend eher ist das verfügbare Substrat abgebaut, so dass es im DSR daraufhin zu einer früheren und beschleunigteren Abnahme der Umsetzungsprozesse kommen müsste.

Diese These soll an den Gasproduktionsraten P_t als Parameter für die Geschwindigkeit biologischer Abbauprozesse überprüft werden. In Abbildung 8.8 oben sind die theoretischen Gasproduktionsraten P_t , wie sie sich aus den o.g. Annahmen zur Gasproduktion auf Deponien ergeben, über die Ablagerungsdauer aufgetragen:

$$P_t = \frac{dG_t}{dt} = G_E \cdot k \cdot e^{-k \cdot (t-t_L)} \quad (\text{Gleichung 8.2})$$

mit:

P_t Gasproduktionsrate zum Zeitpunkt t [$\text{m}^3/(\text{MgTS} \cdot \text{a})$]

G_E Gasbildungspotenzial [m^3/MgTS]

k Faktor = $\ln 2/T_{1/2}$ [$1/\text{a}$]

$T_{1/2}$ Halbwertszeit [a]

t Ablagerungsdauer [a]

t_L „Lagphase“ = Zeitraum ohne nennenswerte Gasproduktion [a]

Zum weiteren Vergleich ist der Bereich von Gasproduktionsraten einer größeren Anzahl von Deponien in den alten Bundesländern dargestellt (KRÜMPELBECK, 2000). Diese Messergebnisse bestätigen den gewählten Ansatz zur Gasproduktionsrate. Sie weisen ferner daraufhin, dass nach 15 – 20 Jahren Ablagerungsdauer nur noch geringe Gasproduktionsraten von 1 bis $2 \text{ m}^3/(\text{MgTS} \cdot \text{a})$ zu erwarten sind. Die Halbwertszeit wäre dann im Durchschnitt noch etwas kürzer als 6 Jahre und läge eher im Bereich von 4 bis 6 Jahren.

Zusätzlich sind die Gasproduktionsraten der anaerob betriebenen DSR über die Versuchszeit von 2 bis 4 Jahren aufgetragen. Die Auftragung des Verlaufs knüpft an den Ablagerungszeitraum an, an dem die Abfälle dem Deponiekörper entnommen wurden, z.B. 8 Jahre Ablagerungsdauer für 3 Feststoffproben der Deponie A. Für die Gasproduktionsraten von vier DSR der Deponie A ist unten ein vergrößerter Ausschnitt dargestellt.

Die Gasproduktionsraten in den DSR liegen nach der Einfahrphase deutlich oberhalb der durchschnittlich zu erwartenden Gasproduktionsraten in Deponien. Das ist bei den DSR der Deponie A umso erstaunlicher, als die Restgaspotenziale (Abb. 8.7) bereits geringer sind als nach den o.g. Annahmen zu erwarten. Über einen Zeitraum von 6 bis 12 Monaten, teilweise noch darüber hinaus, finden im DSR demnach beschleunigte biologische Abbauprozesse statt. Bei den DSR 6/AP3T12 und 7/AP3T16 scheint das biologisch noch leicht verfügbare Substrat nach etwa einem Jahr Versuchsdauer im DSR weitgehend umgesetzt zu sein, so dass eine recht schnelle Abnahme der Gasproduktionsrate zu beobachten ist. Es werden nach zwei bis vier Jahren im DSR Gasproduktionsraten bestimmt, die im Deponiekörper möglicherweise erst nach 6 bis 10 Jahren erreicht werden.

Bei aller Einschränkung, die diese vereinfachte Betrachtung fordert, kann man eine Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse im DSR-Versuch um den Faktor 3 bis 5, maximal um den Faktor 10 annehmen. Je älter die Abfälle sind bzw. je höher ihr Stabilisierungsgrad ist, desto geringer scheint der Beschleunigungseffekt auf die biologischen Abbauprozesse im DSR-Versuch zu sein. Es ist folglich eine Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse bei den gewählten Randbedingungen im DSR-Versuch nachweisbar, er ist aber erwartungsgemäß geringer als bei den Mobilisierungs- und physikalischen Auslaugungseffekten durch den erhöhten Wasseraustausch.

Theoretischer Verlauf der Gasproduktionsrate P_t
Vergleich mit den Gasproduktionsraten in den DSR

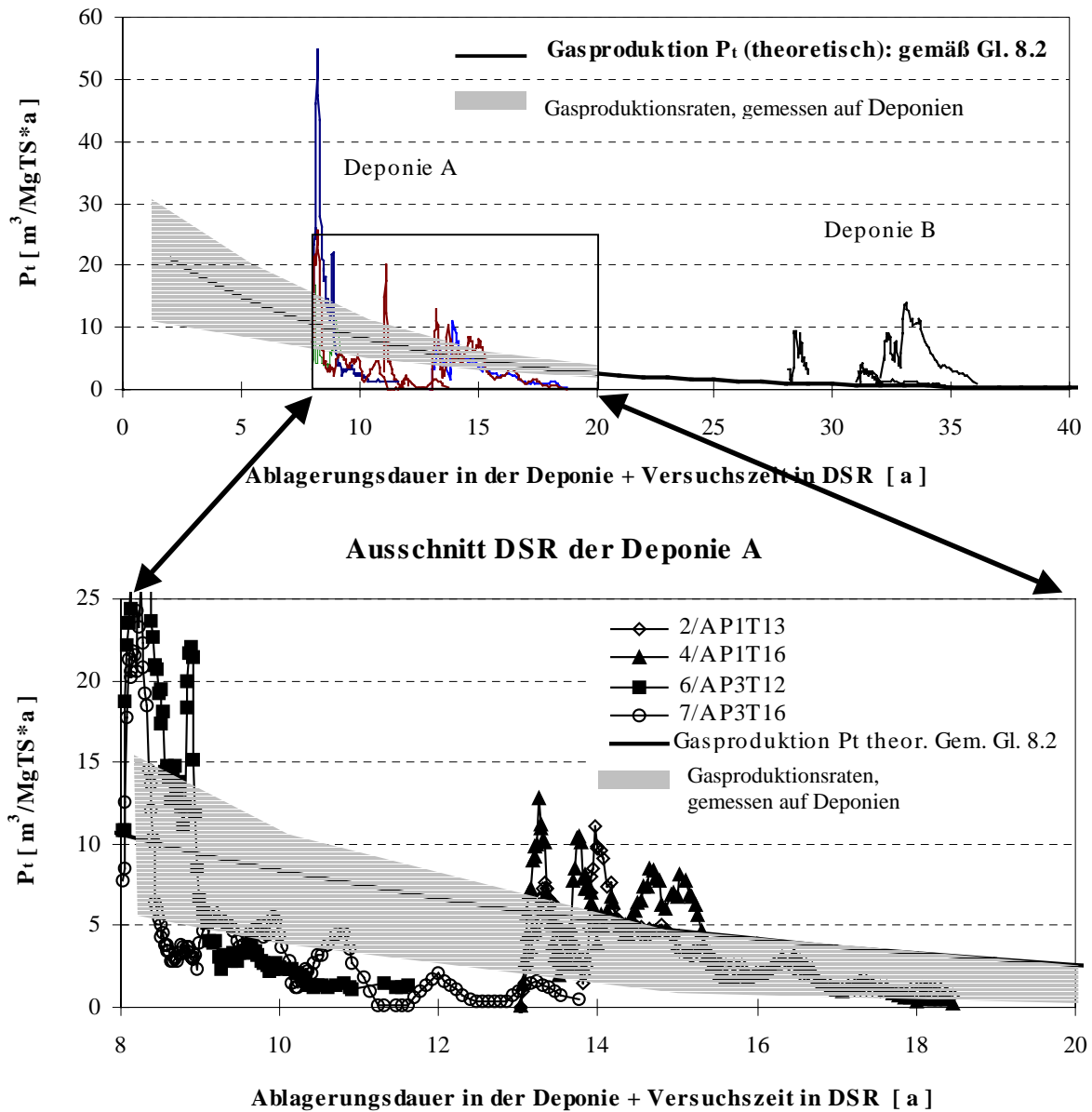


Abb. 8.8: Vergleich theoretischer Gasproduktionsraten in Deponien mit denen der DSR

8.3.3 Spurenstoffe im Deponiegas

Für den Kernbereich der Deponie A wurden die Deponiegase der DSR-Ansätze zusätzlich auf Gasspurenstoffe untersucht. Die Messungen zur Bestimmung der LCKW-, FCKW- und BTEX-Verbindungen haben die in Tabelle 8.2 zusammengefassten Konzentrationsbereiche ergeben:

- Die Konzentrationsbreiten sind bei den LCKW-/FCKW-Verbindungen eher gering, da u.U. schon ein großer Anteil dieser Spurenstoffe ausgetragen wurde, sie liegen weit unterhalb der Durchschnittswerte verschiedener Deponiegasuntersuchungen (POLLER, 1990 und JANSON, 1989).
- Die BTEX-Verbindungen weisen noch höhere Konzentrationen auf, die mit den Messergebnissen anderer Deponiegasuntersuchungen vergleichbar sind.
- Es konnte bei den 7 näher untersuchten Deponiesimulationsreaktoren kein ausgeprägter Zusammenhang zwischen Ablagerungsalter und Spurenstoffkonzentration im Deponiegas festgestellt werden.

Tab. 8.2: Konzentrationsbereiche an Spurenstoffen im Deponiegas DSR 1-7, Deponie A

Substanz	Konzentrationsbereich DSR 1 - 7 [mg/m³]	Konzentrationsbereiche verschiedener Hausmülldeponien [mg/m³]¹⁾
Trichlorfluormethan R11	0,001 - 0,410	0,4 - 14 (3)
Dichlordifluormethan R12	0,004 - 0,073	2 - 35 (21)
cis-1,2-Dichlorethen	0,188 - 2,835	0 - 12 (9)
Trichlorethen	0,012 - 0,730	0 - 6 (3)
Chlorbenzol	1,624 - 8,419	
Ethylbenzol	1,815 - 10,069	0 - 20 (11)
o-Xylol	2,486 - 12,284	0 - 9 (5)
Toluol	5,454	0 - 236 (32)

¹⁾ Schwankungsbreiten und Durchschnittswerte in Klammern nach POLLER, 1990 und JANSON, 1989

9 Ergebnisse der Deponiesimulationsversuche unter aeroben Milieubedingungen

9.1 Aerobe Stabilisierung: Ziele, Versuchsaufbau und -durchführung

Im Rahmen der Deponiesimulationsversuche wurden Belüftungsversuche durchgeführt, um die Möglichkeiten zur beschleunigten Stabilisierung von Abfällen mit in situ Stabilisierungsverfahren grundsätzlich zu prüfen.

Ziel der in situ Stabilisierungsmaßnahmen ist es, durch Beschleunigung der mikrobiellen Umsetzungsprozesse die abgelagerten Abfälle im Deponiekörper möglichst schnell in einen stabilisierten Zustand zu überführen. Hierfür kommen Belüftungsverfahren in Frage. Durch die aerobe Behandlung und ggf. eine Erhöhung des Wassergehaltes in trockenen Bereichen soll die restliche biologisch abbaubare Organik soweit umgesetzt werden, dass nach Durchführung der Belüftungsmaßnahme keine nennenswerte Methanproduktion mehr erfolgt und die Belastung des Sickerwassers mit organischen und anorganischen Inhaltsstoffen erheblich reduziert wird.

Für die Belüftungsversuche wurden sieben Deponiesimulationsreaktoren mit Abfallfeststoffproben der Deponien A, B, C und D eingesetzt. Sie wiesen wie erläutert bei der Probenahme auf den Deponien und Altablagerungen einen unterschiedlichen Grad der Stabilisierung auf, der sich unter anaeroben Milieubedingungen im Deponiekörper entwickelt hatte. Während sich in der ersten Versuchsphase im DSR Emissionen unter anaeroben Milieubedingungen entwickelt haben, sind durch den gesteuerten Lufteintrag die Auswirkungen einer allmählichen und schlagartigen Umstellung auf aerobe Milieubedingungen untersucht worden.

Die Belüftung erfolgte jeweils als Zwangsbelüftung vom Behälterboden der DSR durch den säulenförmigen Abfallkörper nach oben. Folgende Belüftungsraten und Randbedingungen wurden gewählt:

- Geringere, diskontinuierliche Belüftungsrate, um eine allmähliche Aerobisierung eines Deponieabschnitts zu simulieren, zwei- bis viermal wöchentlich 5 l Luftzugabe innerhalb einiger Sekunden (DSR 1/AP1T13)
- Höhere, diskontinuierliche Belüftungsrate, um stoßweise Luftzuführung in größeren Zeitintervallen zu simulieren, z.B. wöchentlich bis vierzehntägig mehrere hundert Liter Luft innerhalb weniger Stunden (DSR 3/AP1AP2 und DSR 5/AP2T15)

- Mittlere und höhere Belüftungsraten, diskontinuierlich und kontinuierlich, um nach kurzer diskontinuierlicher Belüftung in einer „Einfahrphase“ die permanente Belüftung im großtechnischen Maßstab zu simulieren (DSR 8/AP8T89, DSR 12/BP2T11, DSR 17/CP1T14 und DSR 20/DP1T07)

In Tabelle 9.1 sind die Belüftungsvarianten aller DSR zusammengestellt. Als feststoffspezifische Belüftungsrate wird der gesamte Luftdurchsatz bezogen auf die Trockensubstanz TS und den gesamten Versuchszeitraum, nicht nur die reine Belüftungsdauer, bezeichnet. Diese Werte sind Durchschnittswerte, da die Belüftungsraten mehrfach verändert wurden.

Tab. 9.1: Übersicht der belüfteten Deponiesimulationsreaktoren DSR

DSR/ Feststoff- probe	Beginn Luftzuführung [Versuchstag]	Belüftungsart	Belüftungs- rate	feststoffsp. Bel.-rate [l/(kgTS*h)]	Belüftungs- dauer [d]
Deponie A: Kernbereich					
1/AP1T13	321	diskontinuierlich	5 l/d	0,001	700
3/AP1AP2	407	diskontinuierlich	100 - 800 l in 1,5 - 7 h	0,033	620
5/AP2T15	454	diskontinuierlich	200 - 600 l in 1,5 - 7 h	0,030	570
Deponie A: Randbereich					
8/AP8T89	479	Phase I: diskontinuier.	15 - 330 l in 1 - 28 h	0,009	Ph. I: 50
	529	Phase II: kontinuierlich	4 - 6 l/h	0,071	Ph. II: 230
Deponie B					
12/BP2T11	347	Phase I: diskontinuier.	25 - 140 l in 6 - 24 h	0,010	Ph. I: 37
	384	Phase II: kontinuierlich	4 - 8 l/h	0,097	Ph. II: 564
Deponie C					
17/CP1T14	660	kontinuierlich	38 l/h	0,926	310
Deponie D					
20/DP1T07	12	Phase I: diskontinuier.	26 l/h	0,021	Ph. I: 78
	90	Phase II: kontinuierlich	0,6 - 1,7 l/h	0,019	Ph. II: 432

Der Wasserhaushalt wurde wie unter den anaeroben Milieubedingungen fortgeführt, d.h. 2 l/Woche Sickerwasseraustausch (DSR 20/DP1T07: 1 l/Woche) und interne Sickerwasserzirkulation. Bei DSR 17/CP1T14 begann die Wasserzugabe mit dem regelmäßigen Sickerwasseraustausch und der Rezirkulation erst mit der Belüftung des DSR ab dem 660. Versuchstag.

9.2 Auswirkungen der Belüftungsmaßnahmen auf das Emissionsverhalten über den Sickerwasserpfad

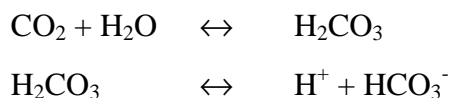
9.2.1 pH-Wert, Redoxpotenzial und Hydrogenkarbonat

Nach der simulierten Langzeitlagerung im Deponiesimulationsreaktor unter anaeroben Bedingungen äußert sich der Beginn der Belüftung, durch Pfeile in Abb. 9.1 ff gekennzeichnet, u.a. mit einer Veränderung der pH-Werte in Abhängigkeit der Belüftungsrate.

Während bei den Reaktoren DSR 3 und DSR 5 mit den höheren diskontinuierlichen Belüftungsraten ein deutlicher pH-Wert Anstieg auf über pH 7,0 festzustellen ist, wirkt sich die geringe Belüftungsrate beim DSR 1 kaum aus. Die schon unter strikt anaeroben Bedingungen erkennbare Abnahme des pH-Werts im DSR 1 setzt sich auch nach dem Beginn der sehr geringen Belüftung fort.

Beim Übergang zur kontinuierlichen Belüftung in den DSR 8 und 12 steigt der pH-Wert nochmals an. Wie die pH-Werte der DSR 17 und 20 liegen sie bei der fortgeschrittenen kontinuierlichen Belüftung im schwach basischen Bereich zwischen pH 7,5 und pH 8.

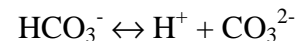
Die pH-Wert Veränderung bei der Belüftung ist hauptsächlich auf den Austrag des gelösten Kohlendioxids aus dem Sickerwasser durch Strippeffekte zurückzuführen. Löst sich Kohlendioxid in Wasser, so wird durch die Reaktion mit Wassermolekülen Kohlensäure gebildet. Sie dissoziiert zu Wasserstoffionen, Hydrogenkarbonationen und Karbonationen:



1. Dissoziationsstufe



2. Dissoziationsstufe



Durch die Belüftung wird das leicht flüchtige Kohlendioxid aus dem Sickerwasser gestrippt, was eine Verlagerung des Gleichgewichts der ersten Dissoziationsstufe und somit eine pH-Wert Erhöhung zur Folge hat. So ist u.a. bei den DSR 8 und 17 bei der kontinuierlichen Belüftung dieser Strippeffekt, der die Zunahme des pH-Werts aufgrund der Abnahme der Wasserstoffionen und des Hydrogenkarbonatgehalts (zur Wiederherstellung des Dissoziationsgleichgewichts mit dem gestrippten Kohlendioxid) hervorruft, sehr ausgeprägt.

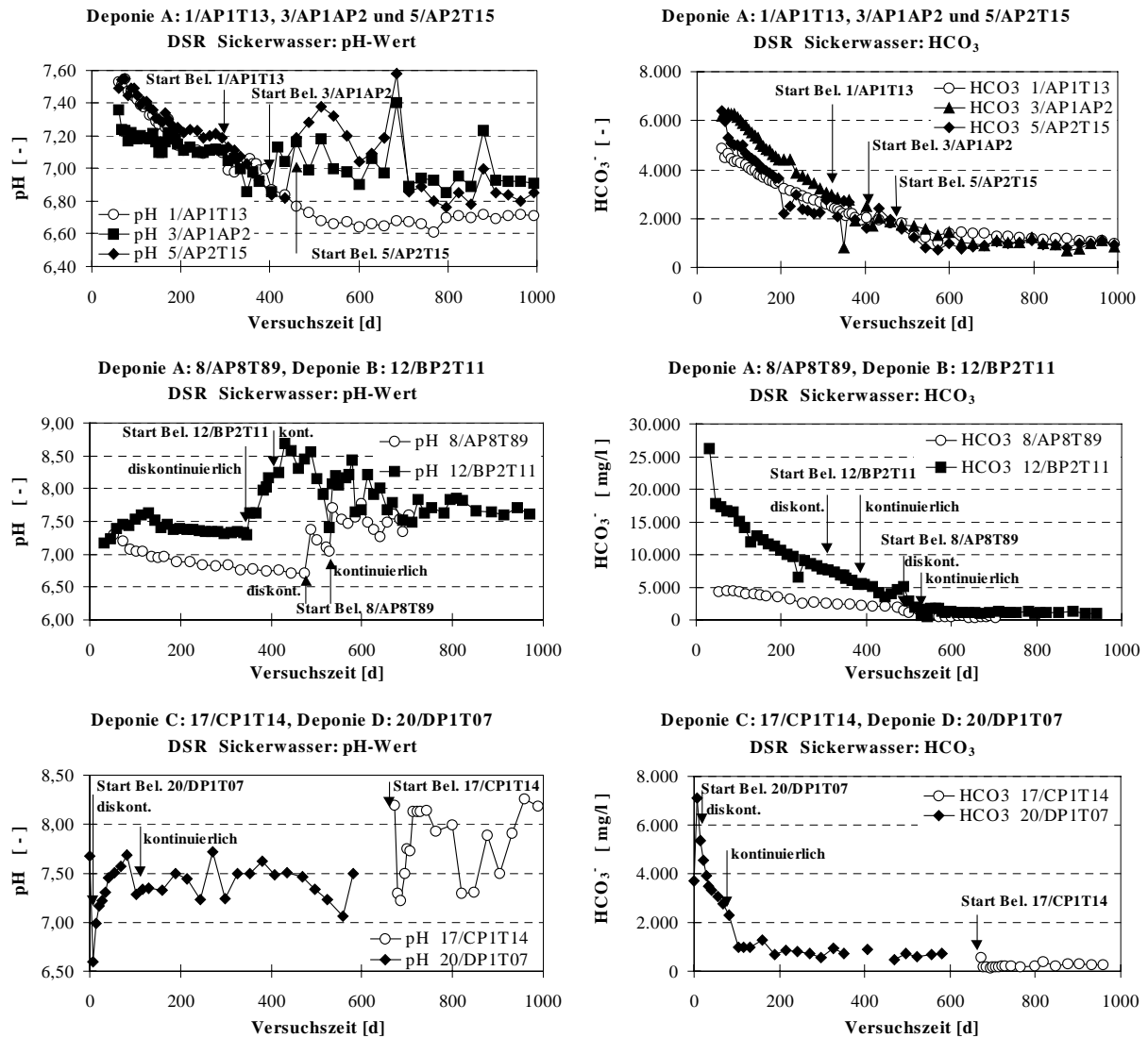


Abb. 9.1: pH-Werte und HCO₃⁻ im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe - aerobe Milieubedingungen

Das Redoxpotenzial E_h als quantitatives Maß der Stärke der reduzierenden bzw. oxidierenden Wirkung verändert sich ebenfalls mit der Belüftung. Das Redoxpotenzial steuert wie der pH-Wert die biologisch-chemischen Reaktionen. Redoxpotenziale unterhalb -200 mV wie im DSR 12 vor Belüftungsbeginn sind charakteristisch für anaerobe Milieubedingungen (Abbildung 9.2).

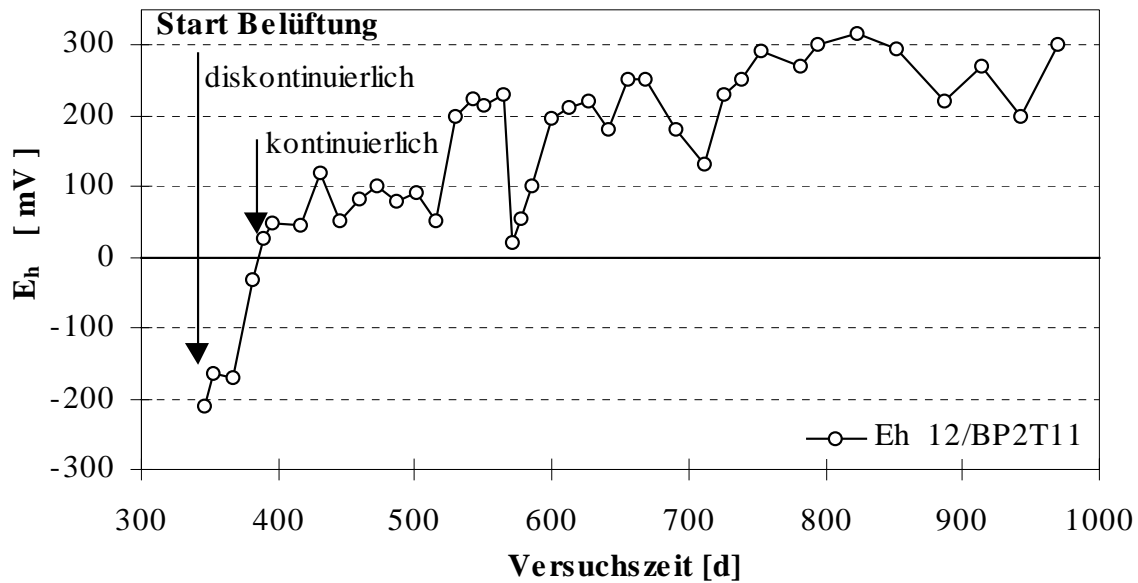


Abb. 9.2: Redoxpotenzial E_h im belüfteten DSR 12/BP2T11

Mit Beginn der diskontinuierlichen Belüftung ist bereits eine Veränderung des Redoxpotenzials zum positiven zu erkennen. Erst bei der kontinuierlichen Belüftung findet ein vollständiger Übergang zu aeroben Verhältnissen mit hohen positiven Redoxpotenzialen im Sickerwasser statt, wobei nach etwa einem Jahr Belüftungsdauer im DSR ein Niveau von + 300 mV erreicht wird.

9.2.2 Chemischer Sauerstoffbedarf und biologischer Sauerstoffbedarf

Die gewählten Belüftungsraten wirken sich folgendermaßen auf die organischen Belastungen im Sickerwasser aus: der CSB, der beim fortgeschrittenen biologischen Abbau vorwiegend aus mittel, schwer und nicht abbaubaren organischen Verbindungen besteht, zeigt wie in Abbildung 9.3 nur geringfügige Veränderungen. Zu Belüftungsbeginn in den DSR 1, 3 und 5 sind die CSB Konzentrationen mit 400 bis 500 mg/l ohnehin schon sehr gering. Nach 200 Belüftungstagen liegen die CSB-Konzentrationen dort unter 200 mg/l. Bei den DSR 17 und 20, die zu Beginn der Belüftung noch höhere CSB-Belastungen im Sickerwasser aufweisen, führt die Belüftung zu einer beschleunigten Abnahme der CSB-Konzentrationen.

Bei den biologisch umsetzbaren organischen Verbindungen im Sickerwasser, bestimmt als BSB₅, wird der Einfluss der Belüftung noch deutlicher. Die Sauerstoffversorgung führt zu einer schnelleren und umfassenderen Umsetzung der biologisch verfügbaren organischen Verbindungen als unter anaeroben Bedingungen. Besonders beim DSR 12/BP2T11 mit den hohen Sickerwasserbelastungen ist die positive Wirkung der Belüftung auf die Abbauprozesse, die in diesem DSR bis zum Belüftungsbeginn von Hemmeinflüssen beeinträchtigt waren, ersichtlich. Auch beim DSR 20/DP1T07 nimmt die BSB₅-Belastung innerhalb von nur 100 Belüftungstagen von etwa 10.000 mg/l auf unter 10 mg/l ab. So wird der Grenzwert von 20 mg/l nach 250 Belüftungstagen von allen DSR erreicht bzw. deutlich unterschritten.

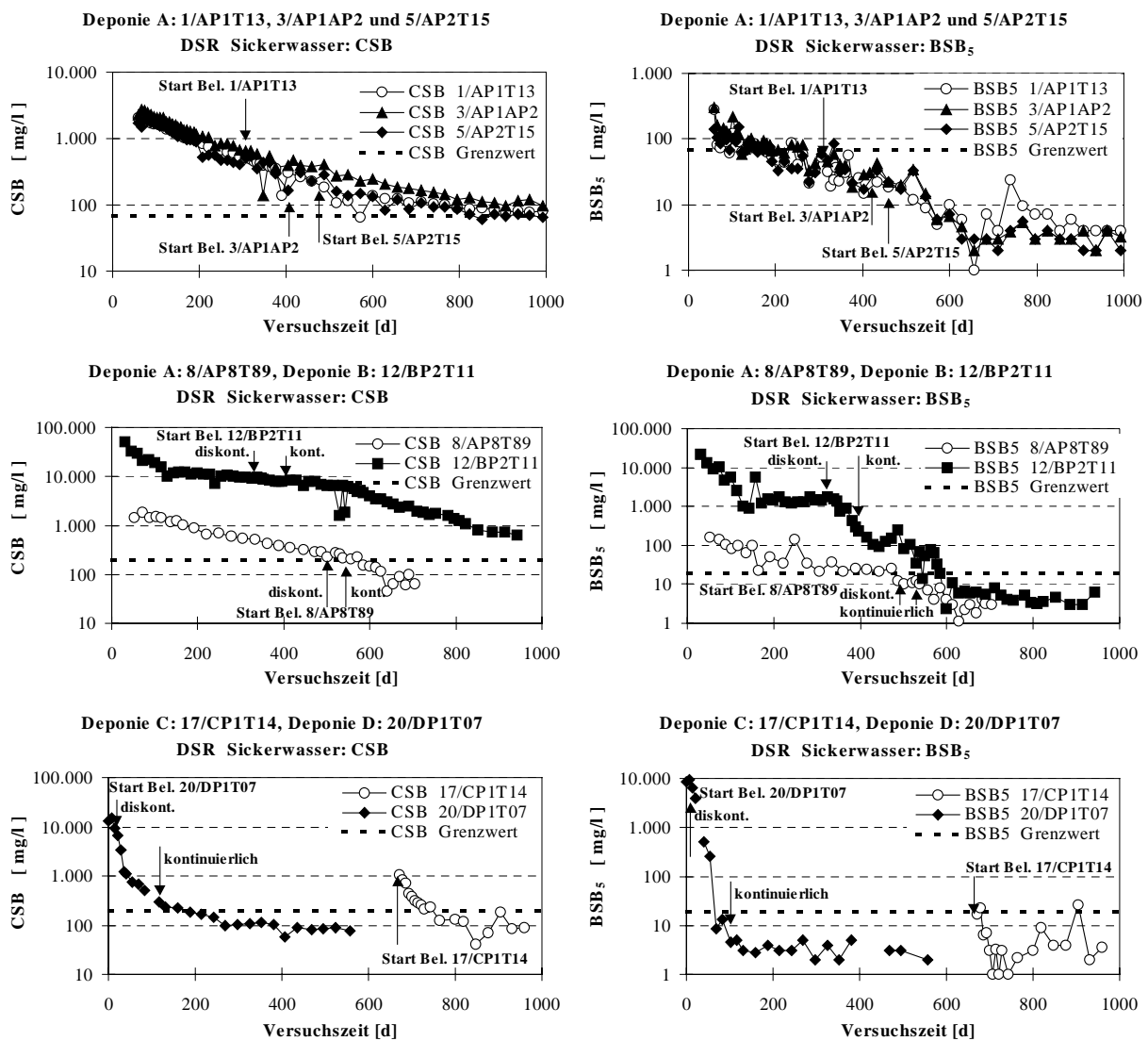


Abb. 9.3: CSB und BSB₅ im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe - aerobe Milieubedingungen

9.2.3 Stickstoffverbindungen

Die Stickstoffbelastungen zeigen bei den geringeren Belüftungsraten im DSR 1/AP1T13, in dem die langfristige allmähliche Aerobisierung simuliert wird, nur geringfügige Veränderungen.

Auffällig ist dagegen die deutliche Abnahme der TKN- und Ammonium-Gehalte im Sickerwasser der Reaktoren DSR 3/AP1AP2 und DSR 5/AP2T15. Nachdem sie einige Monate diskontinuierlich belüftet wurden, fällt die Stickstoffbelastung signifikant ab (Abbildung 9.4).

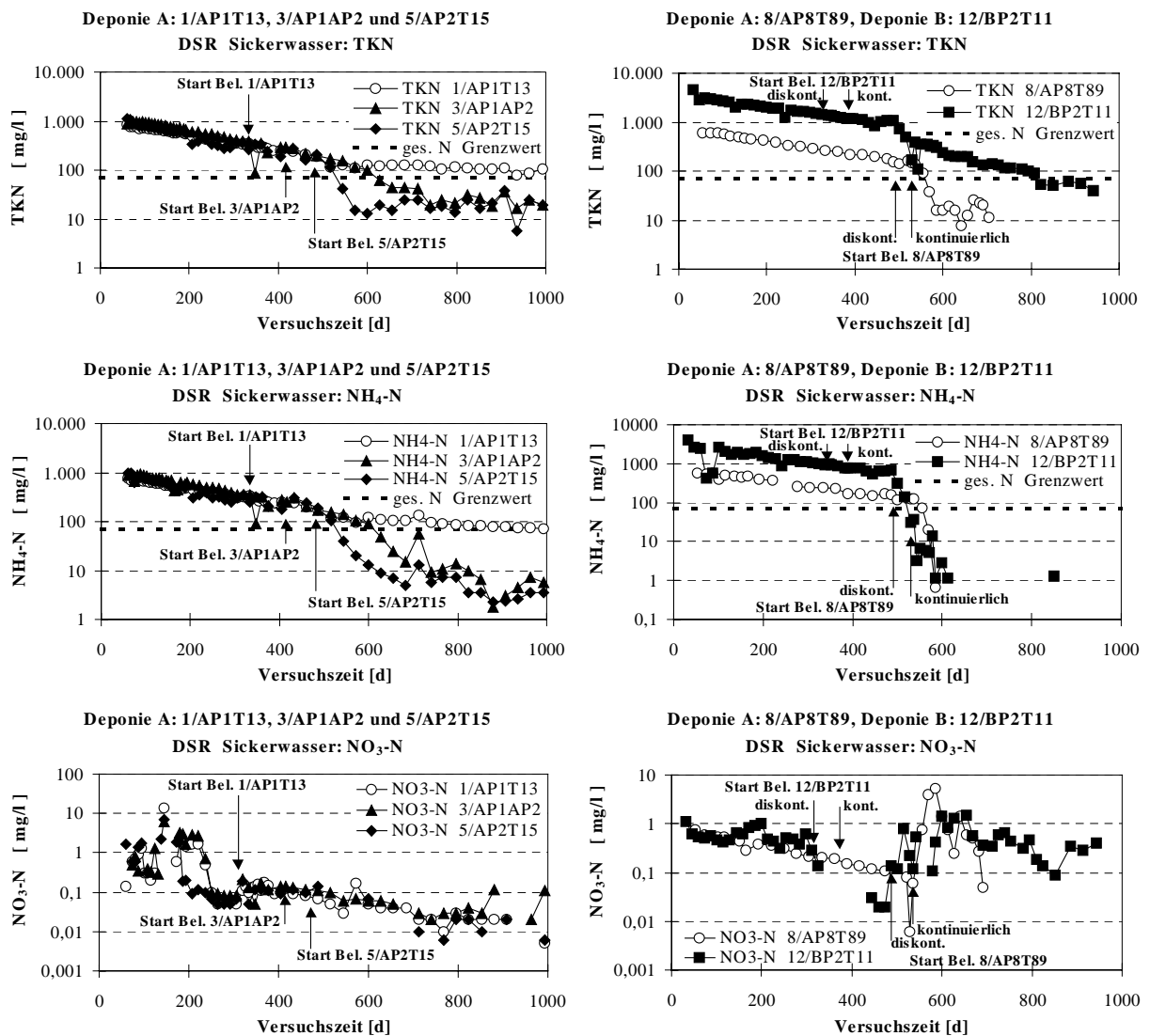


Abb. 9.4: Stickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe - aerobe Milieubedingungen

Die TKN-Konzentrationen unterschreiten beim DSR 3 nach etwa 200 und beim DSR 5 nach nur 50 Belüftungstagen den Grenzwert von 70 mg/l des 51. Anhangs der AbwV. Beim DSR 12 mit den höchsten Stickstoffbelastungen erfolgt die beschleunigte Abnahme der Stickstoffverbindungen drei Monate nach Beginn der kontinuierlichen Belüftung, beim DSR 8 tritt dieser Effekt bereits nach einem Monat kontinuierlicher Belüftung auf.

Ein Anstieg der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Reaktoren ist zwar festzustellen, er ist allerdings gering und eher auf kurze Zeiträume begrenzt. Es ist zu vermuten, dass sich nicht nur Nitrifikationsprozesse, sondern auch Denitrifikationsprozesse entwickelt haben, die zu einer Reduktion des Nitrats führten. Ein weiterer Anteil der verminderten Stickstoffmenge im Sickerwasser wird über den Gaspfad in Form von Ammonium im Kondensat und als Ammoniak im Abgas ausgeschieden.

Durch die Belüftung kann somit der Stickstoffgehalt im Sickerwasser in wenigen Monaten deutlich gesenkt werden. Dieser Effekt ist umso entscheidender, als gerade der Parameter Stickstoff unter anaeroben Milieubedingungen langfristig in höheren Konzentrationen auftritt und damit wesentlich den Aufwand und die Dauer der Nachsorge von Altdeponien mitbestimmen kann.

9.2.4 Sulfat und halogenierte organische Kohlenwasserstoffe

Im ähnlichen Maße wie die Veränderung der pH-Wert- und Redoxverhältnisse steigt mit Belüftungsbeginn der Sulfatgehalt im Sickerwasser an (Abbildung 9.5). Während der Schwefel unter anaeroben Milieubedingungen in Sulfidverbindungen weitgehend immobil ist, wird er bei der Belüftung zu Sulfat aufoxidiert und wasserlöslich. Der Sulfatgehalt im Sickerwasser steigt zu Belüftungsbeginn häufig um ein bis zwei Größenordnungen an, so dass der Sulfataustrag erheblich zunimmt. In Abhängigkeit des mobilisierbaren Schwefelpotenzials und des Belüftungsbetriebs, der die Mobilisierung und den Austrag dieses Schwefelpotenzials bestimmt, dauert es zwischen 100 und 400 Belüftungstage, bis die Sulfatgehalte wieder auf das Niveau wie bei anaeroben Milieubedingungen absinken. Auf eine möglicherweise zeitgleich auftretende Remobilisierung von Schwermetallen durch die Oxidation von Metallsulfiden wird im Folgenden Abschnitt eingegangen.

Die halogenierten organischen Kohlenwasserstoffverbindungen AOX im Sickerwasser werden von den Belüftungsmaßnahmen in den DSR 1, 3 und 5 kaum beeinflusst, da die Belastungen schon zu Belüftungsbeginn sehr gering waren. Wie beim CSB scheinen die geringen AOX-Gehalte aus biologisch kaum verfügbaren Verbindungen zu bestehen. Im DSR 12/BP2T11 ist der Einfluss auf die höheren AOX-Gehalte deutlicher zu erkennen. Innerhalb von 100 Tagen bei kontinuierlicher Belüftung nehmen die Konzentration von etwa 1.000 µg/l auf unter 500 µg/l ab. In allen DSR wird zu Belüftungsende der Grenzwert von 500 µg/l weit unterschritten.

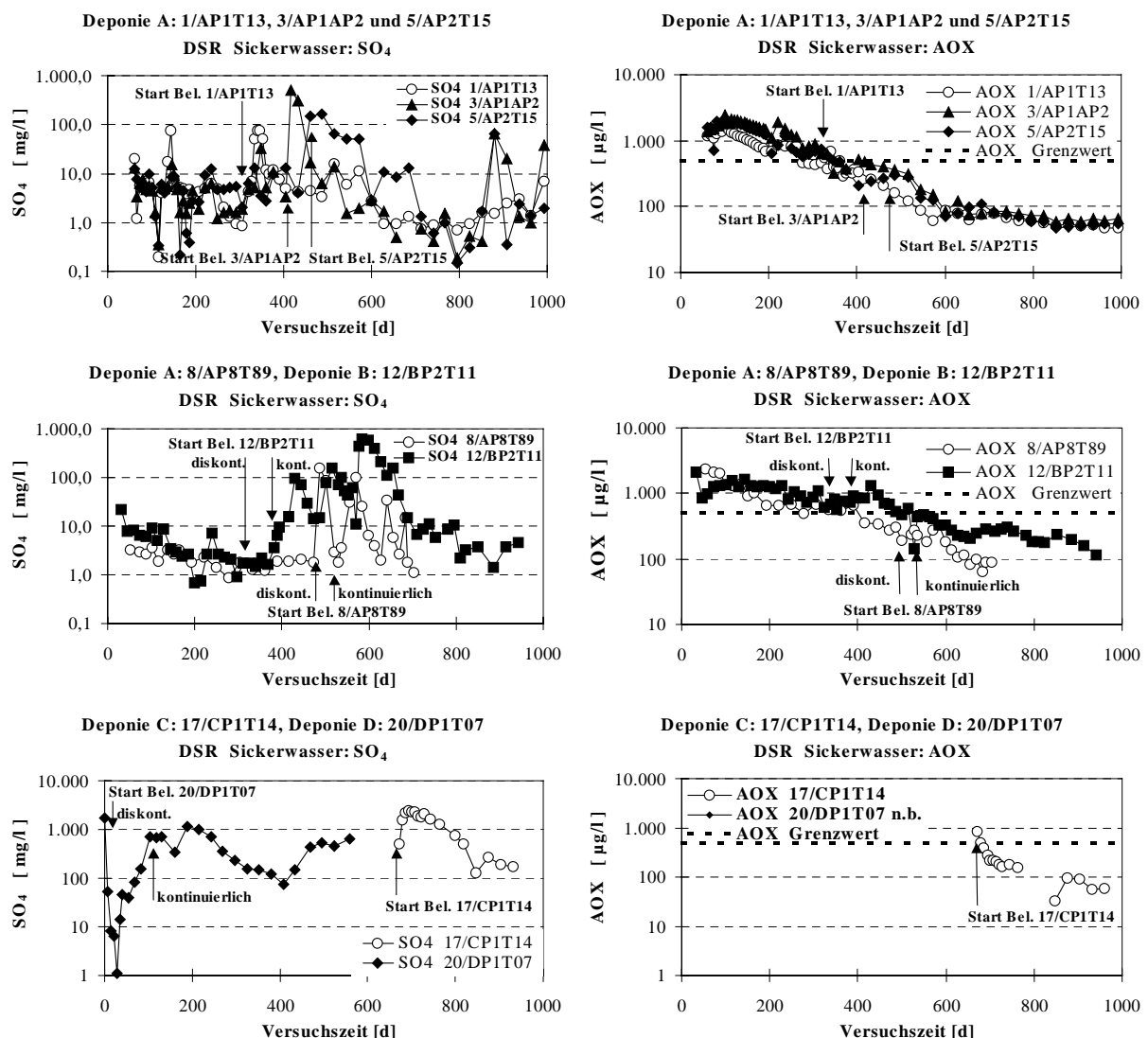


Abb. 9.5: Sulfat und AOX-Konzentrationen im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe - aerobe Milieubedingungen (in DSR 20/DP1T07: AOX nicht bestimmt)

9.3 Schwermetalle im Sickerwasser belüfteter Deponiesimulationsreaktoren

Das Mobilisierungsverhalten von Schwermetallen kann im Deponiekörper durch mehrere Prozesse beeinflusst werden, insbesondere dem Wechsel von reduzierenden zu oxidierenden Milieubedingungen (Redoxpotenzial), Veränderung des pH-Werts (Anstieg durch die Belüftungsmaßnahmen oder Absinken bei Erschöpfung der Pufferkapazität) und die biologische Aktivität.

In Abbildung 9.6 sind die Auswirkungen der Belüftung auf die Mobilität der Schwermetalle Chrom, Kupfer, Nickel und Blei dargestellt. Bei den geringen bzw. diskontinuierlichen Belüftungsraten der DSR 1, 3 und 5 sind in Analogie zu den geringfügig ansteigenden Sulfatgehalten kaum Auswirkungen auf die Mobilität dieser Schwermetalle festzustellen. So wird bei diesen Reaktoren die Nachweisgrenze für Blei (3 ppb) trotz der Belüftung nicht mehr überschritten. Auch beim Kupfer treten während der Belüftung Phasen von mehreren Monaten auf, in denen die Nachweisgrenze (4 ppb) nicht überschritten wird (z.B. DSR 3/AP1AP2 zwischen 580. und 920. Versuchstag).

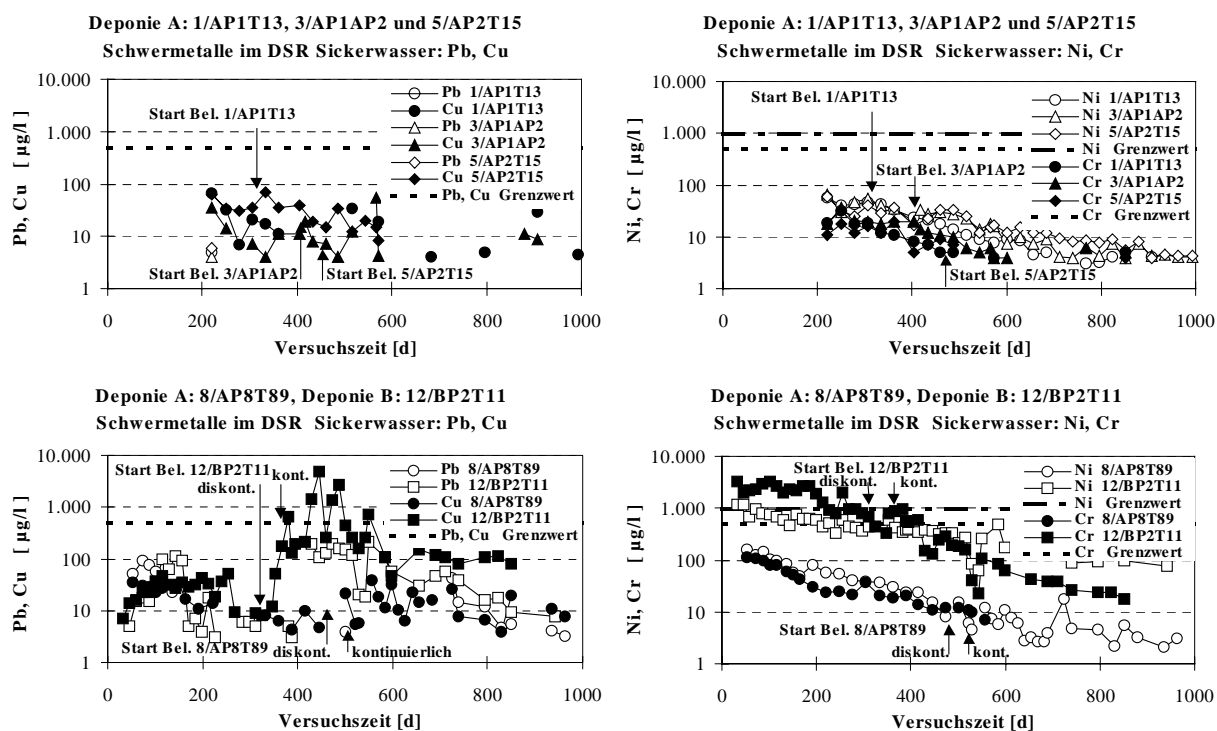


Abb. 9.6: Schwermetallgehalte (Pb, Cu, Ni, Cr) im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren, anaerobe - aerobe Milieubedingungen

Bei höheren kontinuierlichen Belüftungsraten in den DSR 8 und 12 erhöhen sich die pH-Werte im basischen Bereich, vor allem verändert sich das Redoxpotenzial deutlich um über 400 mV vom negativen in den positiven Bereich.

Dies führt zu einer signifikanten Erhöhung der Kupfergehalte im Sickerwasser, insbesondere bei erhöhten Kupfergehalten in der Abfallfeststoffmatrix. So sind im Reaktor 12 die Kupfergehalte im Sickerwasser von etwa 10 µg/l vor der Belüftungsmaßnahme auf über 500 µg/l angestiegen und lagen damit vorübergehend über den Grenzwert des 51. Anhangs. Auch die Chromgehalte im Sickerwasser des DSR 12 steigen durch die kontinuierliche Belüftung für einen kurzen Zeitraum an. Sie erreichen jedoch nicht mehr die hohen Konzentrationen, die bereits zu Beginn der anaeroben Versuchsphase gemessen wurden.

9.4 Auswirkungen der Belüftungsmaßnahmen auf das Emissionsverhalten über den Gaspfad

9.4.1 Zusammensetzung der Gasatmosphäre

Die Gasatmosphäre in den Deponiesimulationsreaktoren wies wie in Abbildung 9.7 bis zum Beginn der Belüftung die typische Gaszusammensetzung für die stabile Methanphase auf.

Die sehr geringen Belüftungsraten beim Reaktor DSR 1/AP1T13 erfolgten, um eine allmähliche Aerobisierung einer Deponie zu simulieren. Durch die geringe Luftzuführung (5 l/d) im DSR 1 wird der Sauerstoff unmittelbar nach der Zugabe veratmet, was am geringen Sauerstoffgehalt und der leichten Zunahme der CO₂-Konzentration in der ersten 400 Tagen der allmählichen Aerobisierung zu erkennen ist. Durch die Belüftung und die damit verbundenen aeroben Abbauprozesse sowie die Verdünnung des anaerob produzierten Deponiegases kommt es zu einer Abnahme der Methankonzentration und zu einem Ansteigen des Inertgasanteils Stickstoff. Bei der geringen Zuluftmenge haben sich die Methan- und Kohlendioxidgehalte des Deponiegas-Abluftgemisches zum Versuchsende bei etwa 10 - 20 Vol.-% eingestellt. Der Stickstoffgehalt steigt wie bei atmosphärischer Luft auf nahezu 78 Vol.-% an, während der zugeführte Sauerstoff weiterhin vollständig veratmet wird.

Die organischen Anteile in den Feststoffen werden nach der täglichen Luftzugabe von 5 l/d innerhalb kurzer Zeit bis zum Sauerstoffverbrauch teilweise aerob umgesetzt, danach setzt sich der anaerobe Abbau fort. Eine Hemmung der anaeroben Mikroorganismen ist nicht festzustellen. Es erfolgt eher eine Stimulierung der Mikroorganismen, da der Kohlenstoffaustrag in Form von Methan nach dem Start der Belüftung noch gestiegen ist (siehe Abbildung 9.9).

Anders verhält sich die Entwicklung der Gaszusammensetzung bei der wöchentlichen und vierzehntägigen Belüftung mit höheren Belüftungsraten in den diskontinuierlich belüfteten DSR 3 und 5:

- Im DSR 3/AP1AP2 bilden sich auch nach einer mehrstündigen Intensivbelüftung (100 l Luft/h), in der die Methangehalte bis auf Null zurückgehen, wieder anaerobe Bedingungen aus. So ist nach der „Ruhephase“, d.h. Nichtbelüftung über ein bis zwei Wochen, ein erneuter Anstieg der Methankonzentrationen auf 15 bis 35 Vol.-% im Deponiegas festzustellen.

- Ähnlich verläuft die Entwicklung der Gaszusammensetzung im Reaktor DSR 5/AP2T15, jedoch sind dort die Methankonzentrationen nach der Belüftungs- und Ruhephase deutlich niedriger (größtenteils < 10 Vol.-%). Die biologische Aktivität in diesem Reaktor ist geringer, weil im Vergleich zum DSR 3 bereits eine umfassendere Stabilisierung in der ersten anaeroben Versuchsphase erfolgte.

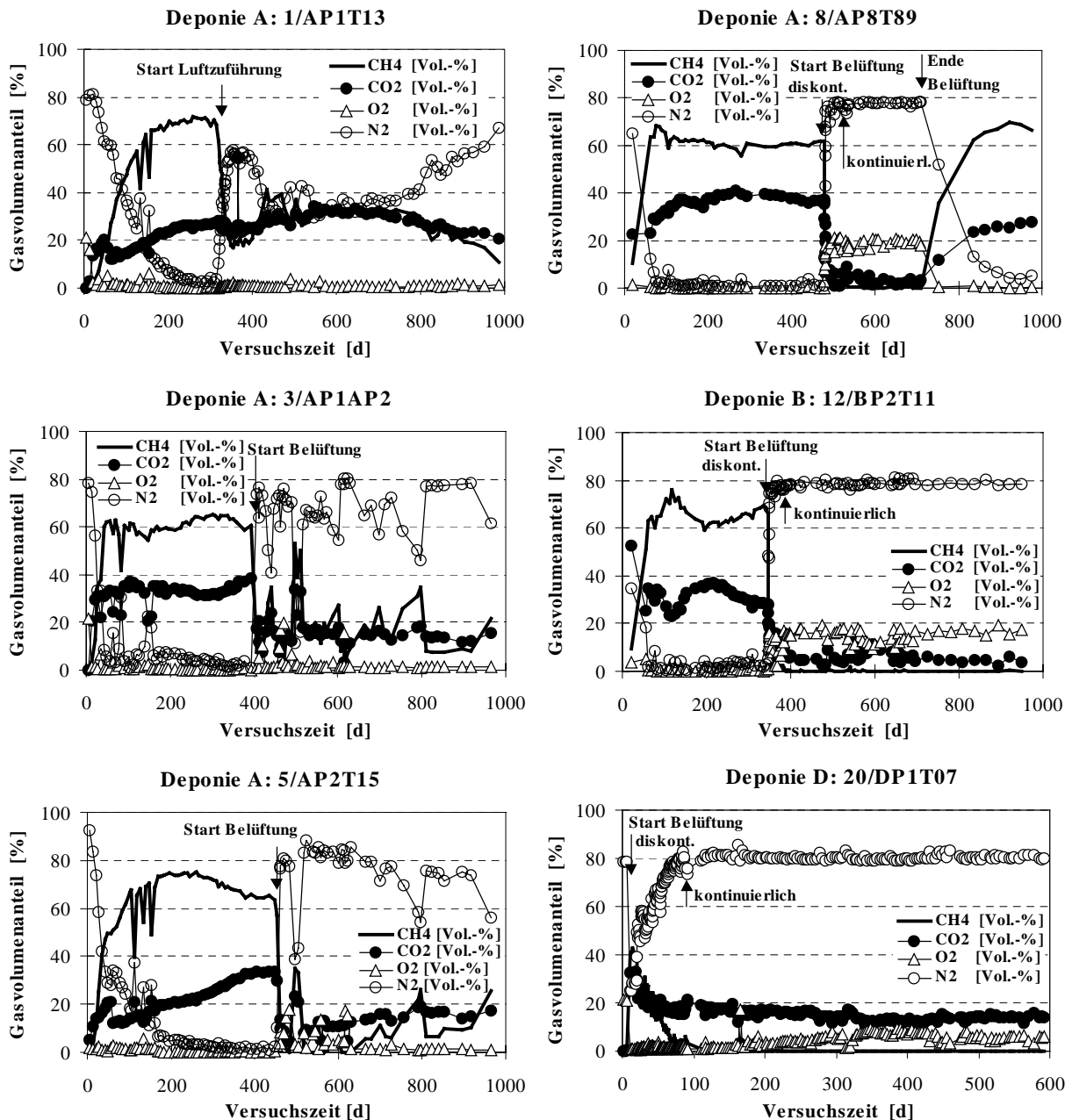


Abb. 9.7: Gaszusammensetzung der Deponiesimulationsreaktoren 1, 3, 5, 8, 12 und 20, anaerobe - aerobe Milieubedingungen

Bei den Reaktoren DSR 8 und 12 wurde nach einer diskontinuierlichen Belüftungsphase von 37 bis 50 Tagen eine kontinuierliche Belüftung eingestellt. Dadurch sollen im Hinblick auf die großtechnische Umsetzung explosionsgefährliche Abluftzusammensetzungen vermieden werden, indem der Methangehalt möglichst < 2 Vol.-% (= 40 % der unteren Explosionsgrenze UEG) gehalten wird. Ferner soll eine weitere Steigerung der biologischen Umsetzungsprozesse, d.h. ein beschleunigter Kohlenstoffaustrag bei gleichmäßigen Luftdurchsätzen überprüft werden. Bis auf wenige Ausnahmen liegen die Methangehalte bei der kontinuierlichen Belüftung unter 2 Vol.-%, wie es in Abbildung 9.8 der obere Ausschnitt der Gaszusammensetzung während der kontinuierlichen Belüftung des DSR 12/BP2T11 vom 384. bis zum 600. Versuchstag zeigt. Der Kohlendioxidgehalt liegt dabei in einem Bereich zwischen 3 und 14 Vol.-%, die Sauerstoffgehalte zwischen 9 und 20 Vol.-% und die Stickstoffgehalte bei etwa 78 Vol.-%.

Bei der Belüftung des DSR 20/DP1T07 wurde die Belüftungsrate so gewählt, wie sie auch auf Deponien eingestellt werden soll:

- der Methangehalt liegt während der kontinuierlichen Belüftung nahezu durchgehend bei 0 Vol.-%, vollständig aerobe Abbauprozesse
- der Sauerstoffgehalt in der Abluft schwankt um 5 Vol.-%, was einem Nutzungsgrad des zugeführten Luftsauerstoffs um 75 % entspricht
- der Kohlendioxidgehalt liegt bei 15 Vol.-%, was die optimalen aeroben Abbauprozesse bestätigt

Im Vergleich zur diskontinuierlichen Belüftung weist die Abluft bei der kontinuierlichen Belüftung höhere Sauerstoffkonzentrationen auf, weil mehr Luftsauerstoff zugeführt als stöchiometrisch verbraucht wird und bei der durchschnittlichen Aufenthaltszeit der Luft im Reaktor, die beim DSR 12 zwischen 5 und 10 Stunden und beim DSR 20 zwischen 2 und 4 Tagen liegt, demnach nicht der gesamte Sauerstoffanteil biologisch umgesetzt werden kann. Ferner beeinflusst das Strömungsverhalten der zugeführten Luft den aeroben Abbau und die Abluftzusammensetzung. Da in der inhomogenen Abfallmatrix mit ihrer Mikro- und Makroporenstruktur keine vollständig gleichmäßige Durchströmung erreicht werden kann, bewegt sich ein Teil der zugeführten Luft auf bevorzugten Fließwegen, so dass dort der Sauerstoff nicht vollständig veratmet wird. Dass dieser Effekt allerdings nicht sehr ausgeprägt ist, wird durch die geringen Methankonzentrationen in der Abluft, die auf anaerobe Zonen im Abfallkörper hinweisen würden, bestätigt.

Nach Abschluss der Belüftung ist im DSR 8 folgende Entwicklung der Gaszusammensetzung im Reaktor zu erkennen (Abb. 9.7): die Gaszusammensetzung erreicht wieder Konzentrationsverhältnisse, wie sie bereits vor der Belüftung auftraten. Dennoch hat sich das Emissionsverhalten über den Gaspfad deutlich verändert, da die Restgasproduktion nach der aeroben Stabilisierung beträchtlich abnimmt.

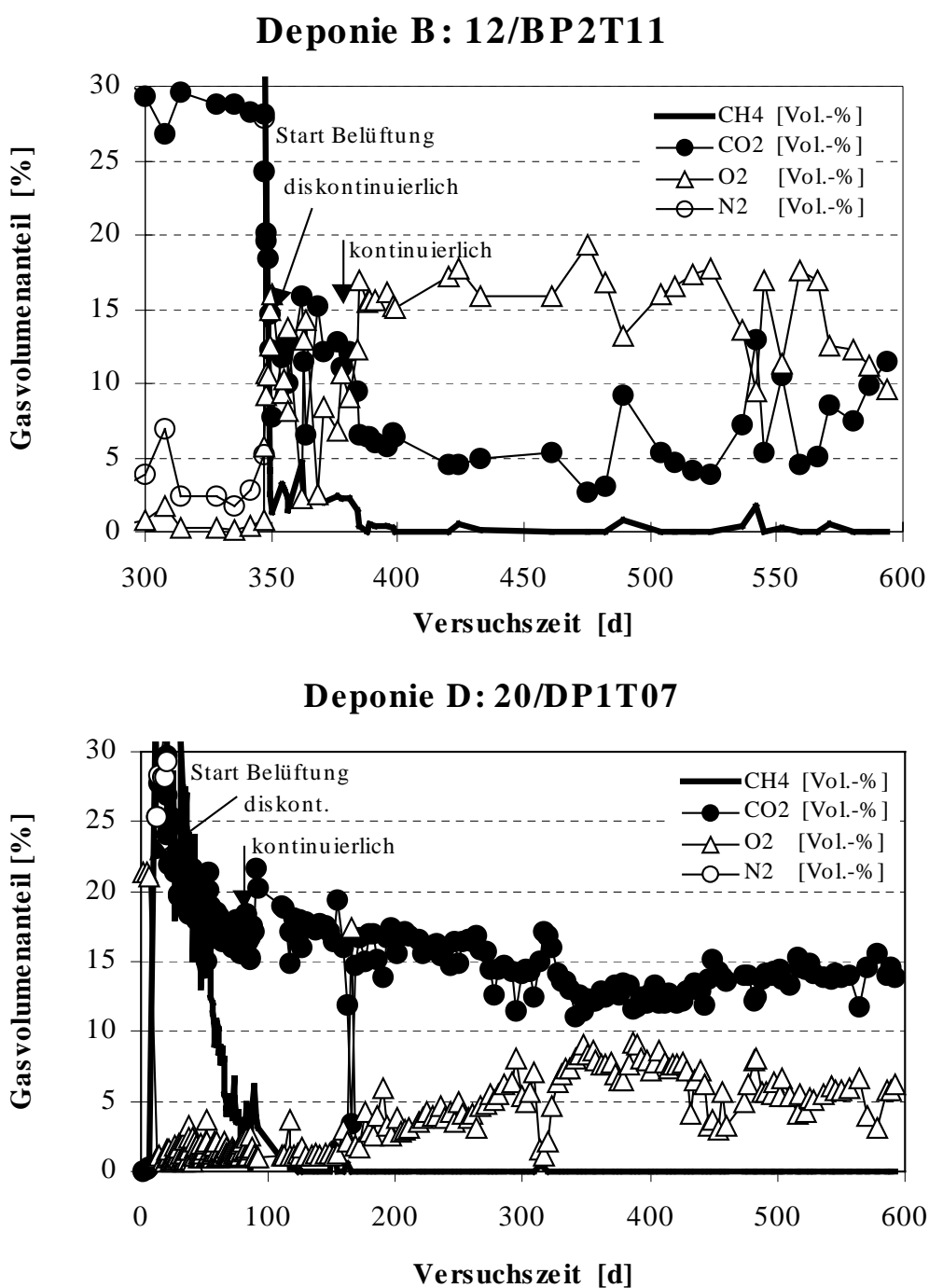


Abb. 9.8: Ausschnitt der Gaszusammensetzung der Deponiesimulationsreaktoren 12/BP2T11 und 20/DP1T07, Methan-, Kohlendioxid- und Sauerstoffgehalte während der Belüftung

9.4.2 Kohlenstoffaustrag über den Gaspfad

Noch deutlicher wird der Einfluss der Belüftung auf den Umsatz der organischen Bestandteile, wenn die Entfrachtung der Abbauprodukte, bestimmt als Kohlenstoffaustrag in Form von Methan und Kohlendioxid in der Gasphase, betrachtet wird (Abbildung 9.9). Bereits bei der geringen Belüftungsrate wie in DSR 1/AP1T13 ist die Beschleunigung des Kohlenstoffaustrages durch die Belüftung zu erkennen. Besonders im DSR 3, der unter anaeroben Versuchsbedingungen wenig Deponiegas produziert hat (bis zum 407. Versuchstag nur etwa $3,9 \text{ m}^3/\text{Mg TS}$), ist der Einfluss der intervallartigen, diskontinuierlichen Belüftung auf die Abbauprozesse sehr ausgeprägt. Durch die Belüftung wurde zeitweise etwa fünfmal mehr organische Substanz abgebaut, als es im Vergleichszeitraum unter anaeroben Bedingungen erfolgt wäre.

Die Abfallproben im DSR 5/AP2T15 und 8/AP8T89 wiesen bereits zum Zeitpunkt der Probenahme im Deponiekörper geringe organische Restgehalte auf. Im Deponiesimulationsversuch erfolgte bis zum 454. zw. 479. Versuchstag ein intensiver anaerober Abbau dieser biologisch verfügbaren Restorganik. In diesem Fall wirkt sich die Belüftung nicht mehr so deutlich auf die Beschleunigung der Abbauprozesse aus, wohl aber, wie bereits ausgeführt, auf die Veränderung der Sickerwasserbeschaffenheit. Dagegen konnten die Umsetzungsprozesse im DSR 12 mit hoher Restorganik, die im anaeroben Milieu bis zum 347. Versuchstag offenbar Hemmeinflüssen unterlagen, nachhaltig erhöht werden.

Auch im DSR 20/DP1T07 der Deponie D führt die Belüftung zu einem erhöhten Kohlenstoffumsatz, was in diesem Fall im Vergleich mit dem DSR 19 deutlich wird, der die gleiche Abfallprobe enthielt, jedoch nicht belüftet wurde.

Die Summe des umgesetzten Kohlenstoffs während der Belüftung ist besonders bei den Reaktoren 3 und 12 viel höher, als man es unter anaeroben Milieubedingungen selbst langfristig kaum erwartet hätte. Es werden offenbar organische Verbindungen abgebaut, die im anaeroben Milieu allenfalls aufgeschlossen, aber nicht vollständig umgesetzt werden können.

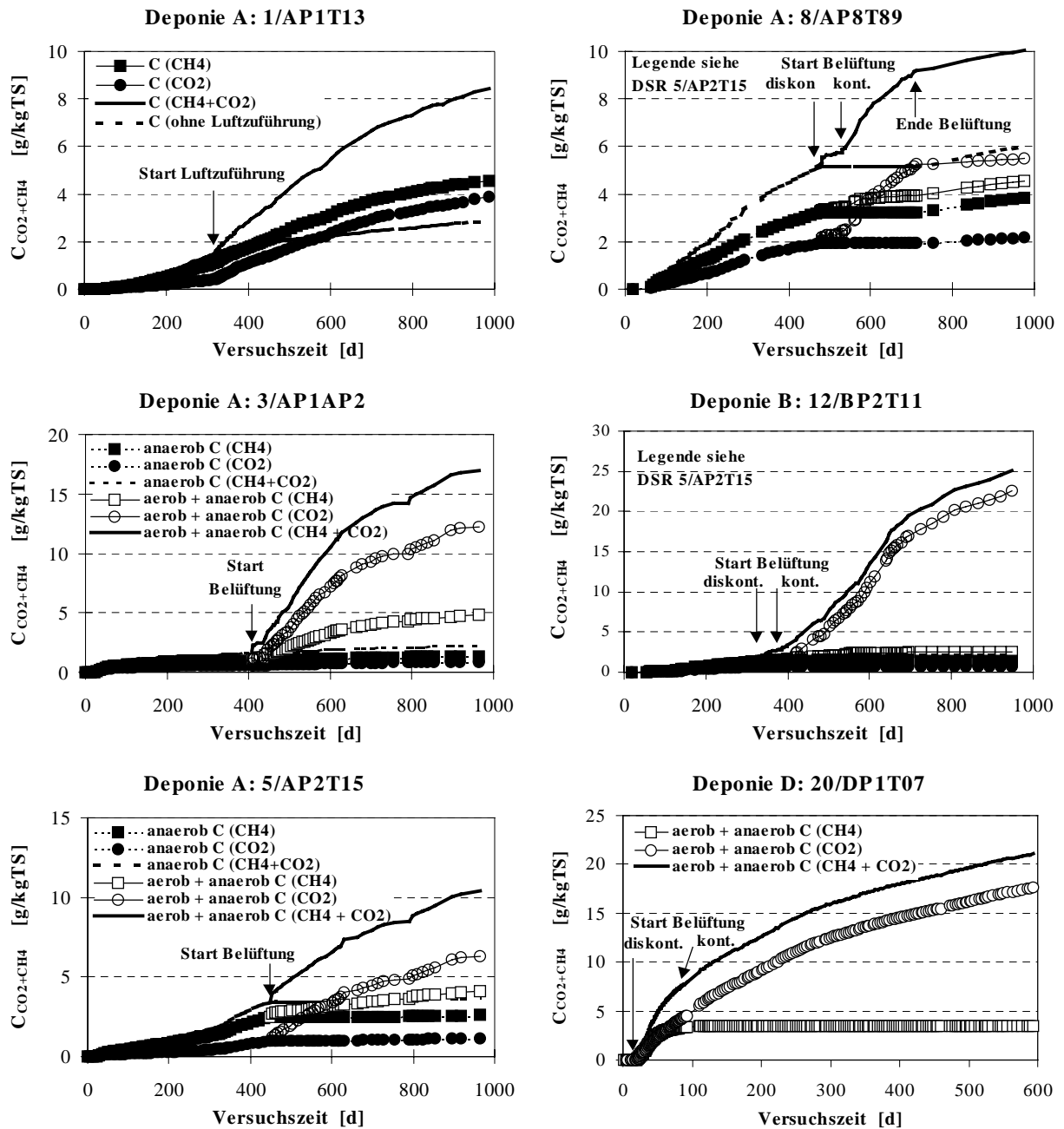


Abb. 9.9: Kohlenstoffaustrag über den Gaspfad, Deponiesimulationsreaktoren 1, 3, 8 und 12, anaerobe - aerobe Milieubedingungen

9.4.3 Stickstoffaustrag über den Gaspfad

Für die Deponiesimulationsreaktoren DSR 8 und DSR 12 wurde ein qualitativer Nachweis des Stickstoffaustrags über den Gaspfad geführt. Durch die Belüftung kann der Stickstoffaustrag hauptsächlich als

- Ammoniak in der Gasphase aufgrund von Strippvorgängen und
- Ammonium im Kondenswasser
- elementarer Stickstoff infolge von Nitrifikations-Denitrifikationsprozessen

erfolgen. Zusätzlich wurde stichprobenartig der Gehalt an Nitrosen Gasen (Stickstoffoxide NO_x) bestimmt. Der Nachweis erfolgte mit Dräger-Prüfröhrchen bzw. der Sickerwasseranalytik für das Kondenswasser.

Der Ammoniakgehalt des DSR 8 lag während der gesamten Belüftung ständig unter der Nachweisgrenze von 5 ppm. Für den DSR 12, der zu Belüftungsbeginn noch höhere Stickstoffbelastungen in der Wasserphase aufwies, wurden in der Abluft anfänglich Konzentrationen zwischen 25 und 38 ppm bestimmt.

Das Kondenswasser des DSR 12 wies am 384. Versuchstag zu Beginn der Belüftung eine $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration von 996 mg/l auf.

Aus dem Verlauf der Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasserpfad kann abgeschätzt werden, wieviel Stickstoff aufgrund der Belüftung vom Wasserpfad in den Gaspfad überführt wird. Bezogen auf die Trockensubstanz (TS) in den DSR wurden beim DSR 12 innerhalb der Belüftungsphase etwa 525 mg N/kg TS aus dem Wasser- in den Gaspfad überführt, beim DSR 8 etwa 80 mg N/kg TS. Die Bilanzierung ist in Abbildung 9.10 dargestellt: Die linke Säule gibt das gesamte Stickstoff-Emissionspotenzial zum Zeitpunkt der Probenahme aus den jeweiligen Deponieabschnitten, d.h. vor Beginn der DSR-Versuche an. Die rechte Säule zeigt den Stickstoffanteil, der im DSR

- über die Wasserphase unter anaeroben Milieubedingungen (479 Versuchstage in DSR 8, 347 Versuchstage in DSR 12),
- über die Wasserphase unter aeroben Milieubedingungen (234 Versuchstage in DSR 8, 623 Versuchstage in DSR 12),

- über die Gasphase als Ammonium im Kondenswasser und Ammoniak unter aeroben Milieubedingungen freigesetzt wurde (234 Versuchstage in DSR 8, 623 Versuchstage in DSR 12), sowie
- das verbleibende Restemissionspotenzial zum Versuchsende.

An dieser Stelle wird nochmals deutlich, dass die Feststoffprobe BP2T11 der Altablagerung B mit dem großen Stickstoffpotenzial nicht repräsentativ für den gesamten beprobten Abschnitt ist. Eher entsprechen das Stickstoffpotenzial von etwa 1000 mg/kgTS und deren freigesetzte Anteile der Feststoffprobe AP8T89 der Deponie A dem durchschnittlichen Emissionsverhalten älterer Deponieabschnitte.

Aus der qualitativen Bestimmung der Stickstoff-Frachten in der Gasphase als Produkt der Konzentrationen der Dräger-Prüfröhrchenbestimmung mit den Belüftungsvolumina ergibt sich, dass nur etwa 10 – 20 % des ausgetragenen Stickstoffs nachgewiesen werden konnten. Hier wären genauere Untersuchungen der Gaszusammensetzung notwendig, um die Bilanzlücke, die im N-Restemissionspotenzial enthalten ist, erklären zu können. Es kann vermutet werden, dass ein nennenswerter Stickstoffanteil als elementarer Stickstoff infolge von Nitrifikations-Denitrifikationsprozessen über den Gaspfad ausgetragen wurde. Ein geringer Stickstoffanteil könnte zudem während der Belüftung in Biomasse inkorporiert worden sein. Allgemein wird unter aeroben Bedingungen mehr Biomasse produziert als unter anaeroben Bedingungen.

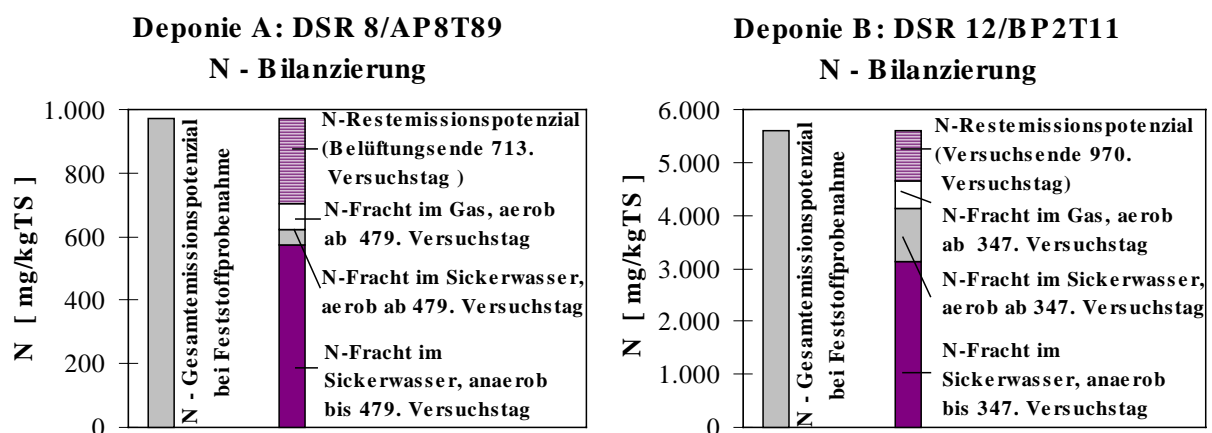


Abb. 9.10: Bilanzierung des Stickstoffaustrags der belüfteten DSR 8 und 12

10 Untersuchungen nach Abschluss der Deponiesimulationsversuche

Um die Beschaffenheit der Abfälle nach Abschluss der mehrjährigen Deponiesimulationsversuche zu bestimmen, wurden insbesondere an den Feststoffproben der Deponien A und B chemisch-physikalische Untersuchungen, Auslaugversuche und Atmungsaktivitätsmessungen wie zu Versuchsbeginn (Kapitel 6 und 7) durchgeführt. Zum direkten Vergleich „vorher/nachher“ werden die Ergebnisse im Folgenden als Säulendiagramme dargestellt.

10.1 Chemisch-physikalische Feststoffuntersuchungen nach Abschluss der Deponiesimulationsversuche

Bereits zu Versuchsbeginn wiesen die Feststoffproben der verschiedenen Deponieabschnitte der Ablagerungen A – E im Vergleich zu Frischmüll eine z.T. deutliche Reduzierung der organischen Anteile auf. Dementsprechend gering war der Masseverlust in den DSR infolge biologischer Abbauprozesse und Auslaugungsvorgänge; er lag bei den Deponien A und B zwischen 0,7 und 10 % bezogen auf die Trockensubstanz bei Versuchsbeginn („Einbau“). An den Feststoffproben, die den Deponiesimulationsreaktoren nach Abschluss der Versuche entnommen wurden („Ausbau“), ist wie bereits an den Emissionsverläufen eine weitergehende Stabilisierung zu erkennen, wie sie mittel- und langfristig auch im Deponiekörper auftreten kann. Die Glühverlust- und Kohlenstoffgehalte nehmen nach Abbildung 10.1 noch um 10 bis 35 % bezogen auf ihre Ausgangsgehalte zu Versuchsbeginn im DSR ab. Bei den Feststoffproben mit höheren organischen Anteilen wie bei den DSR 7, 12 und 14 ist die Abnahme entsprechend größer. An den Feststoffproben der Deponien A und B lassen sich keine eindeutigen Unterschiede zwischen anaerob (linke Säulendiagramme) und anaerob/ aerob betriebenen Reaktoren (rechte Säulendiagramme) ausmachen. Der Glühverlustgehalt liegt bei 14 bis 28 Masse-% bezogen auf die Trockensubstanz beim Ausbau.

In Abbildung 10.2 oben sind die Einbau- und Ausbaugesamthehalte des Stickstoffs im Feststoff aufgetragen. Der absolute Anteil an Stickstoff in der Feststoffmatrix ist mit 0,3 - 1,4 % (TS) gering, und seine Freisetzung erfolgt gerade bei den bereits zu Versuchsbeginn weitgehend stabilisierten Feststoffproben nur noch in dem Maße, in dem organische Verbindungen hydrolysiert werden. Daher unterscheiden sich die Einbau- und Ausbaugesamthehalte nur unwesentlich. Bei den Feststoffproben der DSR 7, 12 und 14 mit höheren Stickstoffgehalten zu

Versuchsbeginn ist dagegen noch eine deutliche Abnahme festzustellen. Höhere Stickstoffgehalte nach Abschluss der DSR-Versuche wie bei den DSR 1 oder 3 sind wiederum auf die Schwierigkeit zurückzuführen, aus dem inhomogenen Abfallgemisch eine repräsentative Feststoffprobe von wenigen 100 g zur Analyse zu gewinnen. Bei den geringen Stickstoffgehalten im Feststoff kann sich dieser Fehlereinfluss entsprechend stark auswirken.

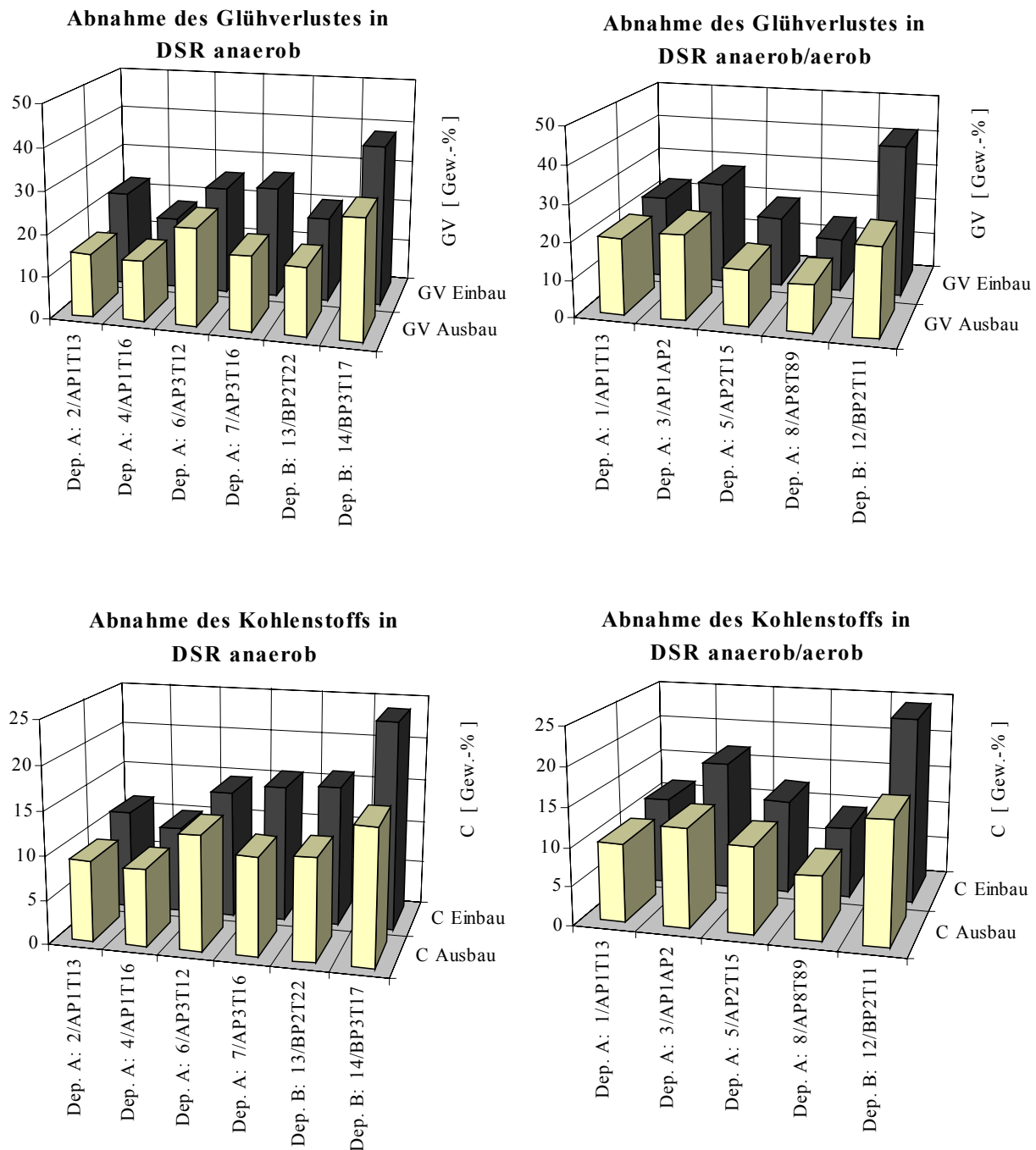


Abb. 10.1: Abnahme des Glühverlustes und Kohlenstoffgehalts in Feststoffproben anaerob und anaerob/aerob betriebener DSR

Erwartungsgemäß wirken sich die Deponiesimulationsversuche sehr deutlich auf die Leitfähigkeit der feuchten Feststoffprobe aus. Durch den hohen Wasserdurchsatz, der über den gesamten Versuchszeitraum etwa dem drei- bis fünffachen der in die DSR eingebauten Trockensubstanz entsprach, sind die meisten löslichen Ionen wie Salze oder Hydrogencarbonat in Lösung gegangen und ausgetragen worden.

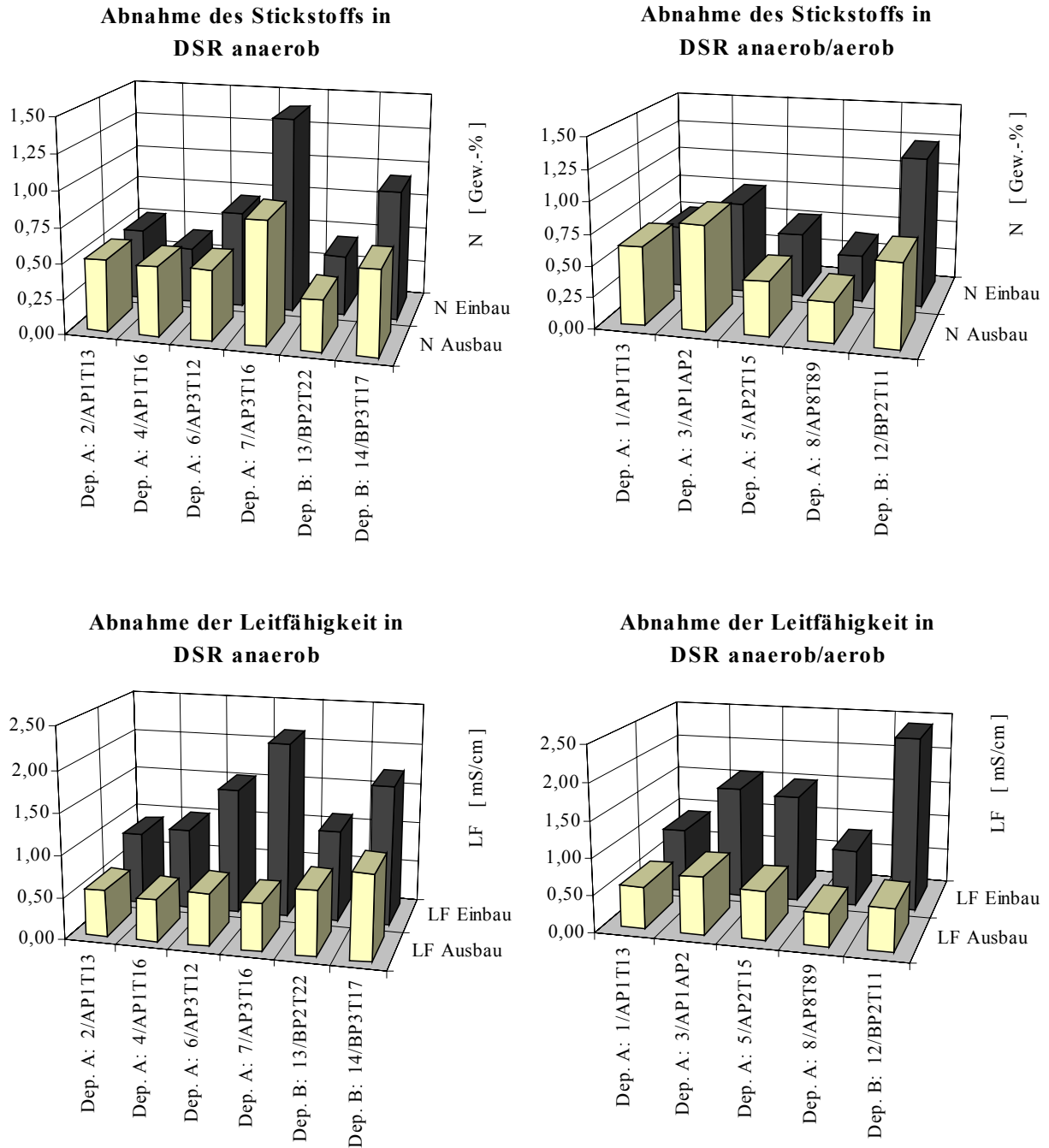


Abb. 10.2: Abnahme des Stickstoffgehalts und der Leitfähigkeit in Feststoffproben anaerob und anaerob/aerob betriebener DSR

10.2 Schwermetallgehalte der Feststoffproben nach Abschluss der Deponiesimulationsversuche

Bereits bei der Betrachtung der Emissionsverläufe in den Deponiesimulationsversuchen zeigte sich, dass sowohl unter anaeroben Bedingungen als auch bei den Belüftungsmaßnahmen Schwermetalle nicht in nennenswertem Maße mobilisiert und ausgetragen wurden. Die abschließenden Schwermetalluntersuchungen an den ausgebauten Feststoffproben bestätigen insgesamt dieses Bild. In Abbildung 10.3 sind die Blei-, Kupfer- und Zinkgehalte der Feststoffproben anaerob und anaerob/aerob betriebener DSR aufgeführt.

Die Gehalte der Ein- und Ausbauproben unterscheiden sich meistens nicht wesentlich. Auch bei den Feststoffproben belüfteter DSR ist keine signifikante Reduzierung der Kupfergehalte festzustellen, obwohl durch die Belüftung die Kupfergehalte im Sickerwasser wieder angestiegen sind.

Gerade bei der Schwermetallbestimmung wurde der Einfluss der Probenahme deutlich; einige Ausbaugesamthe wie der Zinkgehalte des DSR 14 oder der Kupfergehalt des DSR 12 liegen weit über den Einbauwerten, so dass bezüglich der Schwermetalle in einigen Fällen offenbar keine repräsentative Feststoffprobe gewonnen werden konnte.

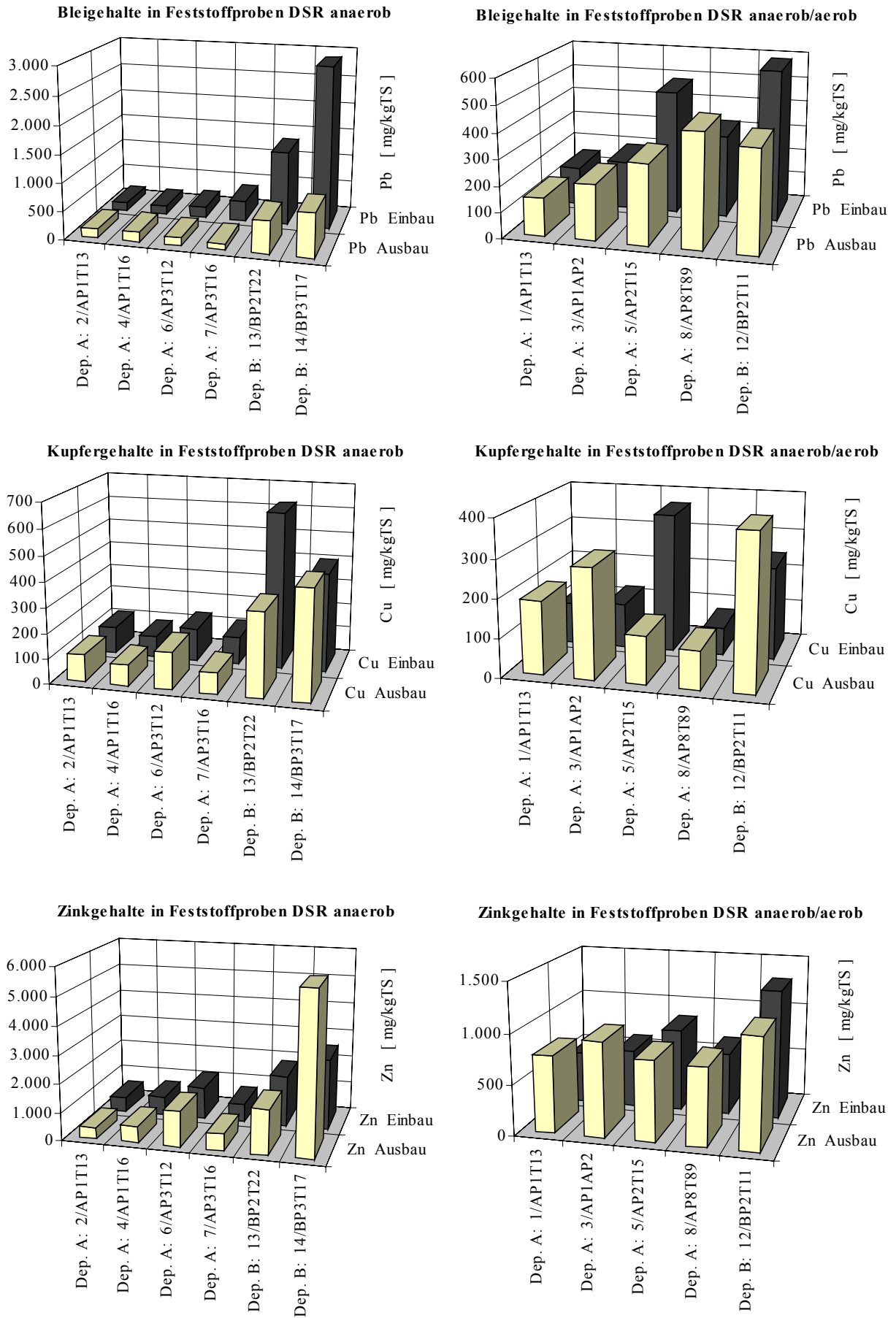


Abb. 10.3: Blei-, Kupfer- und Zinkgehalte in Feststoffproben anaerob und anaerob/aerob betriebener DSR

10.3 Auslaugversuche an Feststoffproben nach Abschluss der Deponiesimulationsversuche

Nach Abschluss der Deponiesimulationsversuche wurden an den Feststoffproben der Deponien A und B erneut Mehrfachauslaugungen in Anlehnung an das DEV-S4 Verfahren vorgenommen. Die CSB-Konzentrationen des ersten Auslaugzyklusses in Abbildung 10.4 zeigen, dass der Anteil organischer Verbindungen, der überhaupt noch mobilisierbar ist, bei den meisten Reaktoren bereits stärker abgenommen hat als es die Feststoffgehalte vermuten lassen.

Es zeigt sich erneut, dass die Bestimmung des Glühverlusts oder Kohlenstoffgehalts im Feststoff allein keine differenzierte Betrachtung der mobilisierbaren Anteile und deren biologischer Verfügbarkeit zulässt. So sind auch die mobilisierbaren Stickstoffgehalte im Eluat deutlich niedriger als beim Einbau. Die Chloridkonzentrationen haben am stärksten abgenommen, da die Lösung und Auslaugung des Chlorids nur in geringem Maße von den langfristigen biologischen Umsetzungsprozessen bestimmt wird.

Die CSB und TKN-Eluatkonzentrationen zeigen wie die Emissionsverläufe in den DSR, dass immer noch ein freisetzbare Potenzial vorhanden ist und noch kein „emissionsfreier“ Zustand erreicht worden ist. So belegen die maximal mobilisierbaren CSB-Frachten bei den Feststoffproben der Deponie A (DSR 1 - 7), die erneut über eine Regressionsrechnung abgeschätzt wurden, die Abnahme der mobilisierbaren Gehalte von 22 bis 37 g/kgTS auf 10 bis 15 g/kgTS nach etwa 1000 Versuchstagen (Abbildung 10.5). Die mobilisierbaren CSB-Potenziale haben sich demnach zwischen 40 und 70 % bezogen auf das Ausgangspotenzial reduziert. In einer ähnlichen Größenordnung liegt die Abnahme der TKN-Potenziale, so dass zum Versuchsende noch 1 bis 2 g/kgTS an mobilisierbarem Stickstoff vorhanden sind. Die Chloridfracht ist dagegen am geringsten, da das Chlorid wie bereits erwähnt während des DSR-Versuchs freigesetzt wurde.

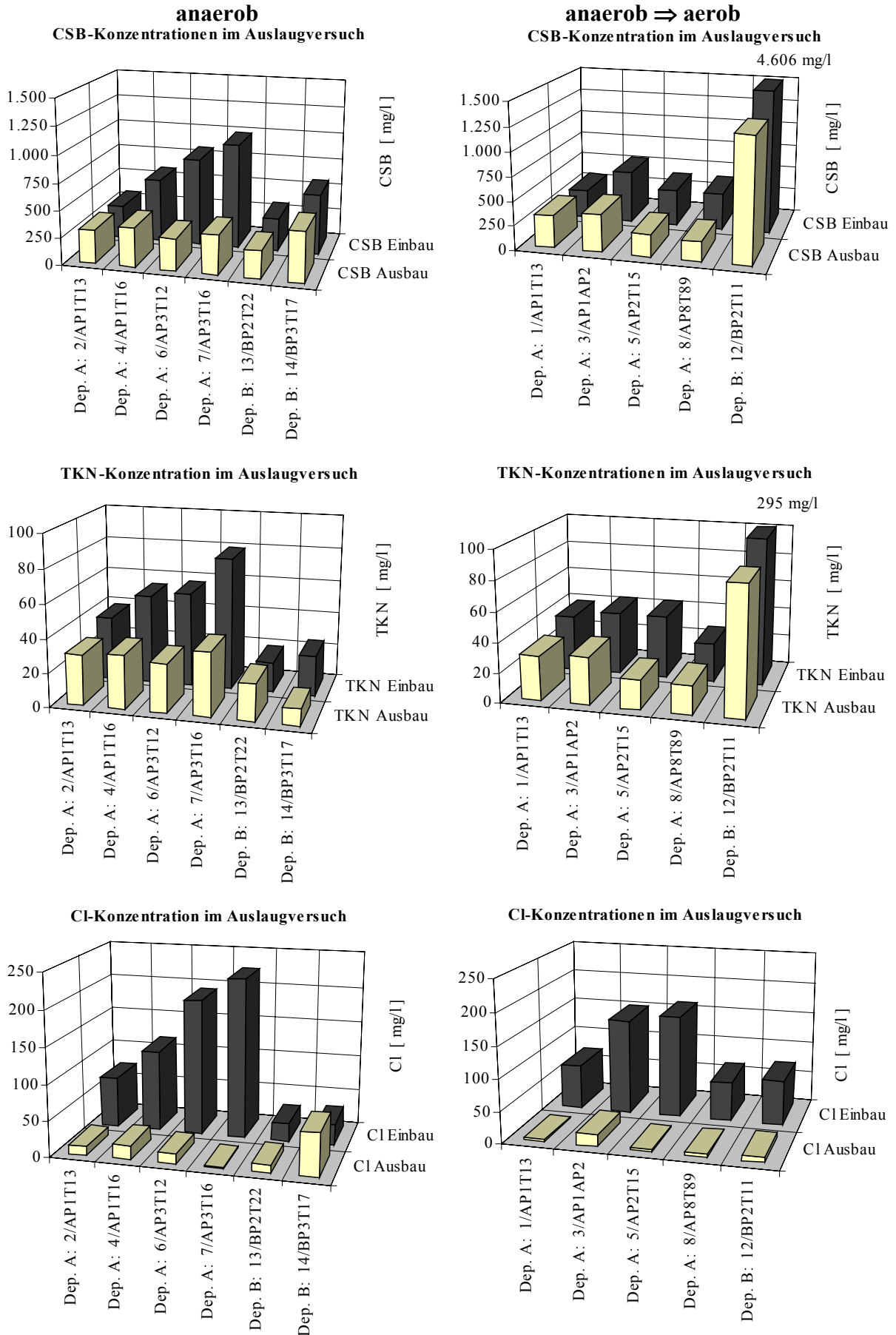


Abb. 10.4: Abnahme der Konzentrationen des ersten Auslaugzyklusses bei Feststoffproben anaerob und anaerob/aerob betriebener DSR

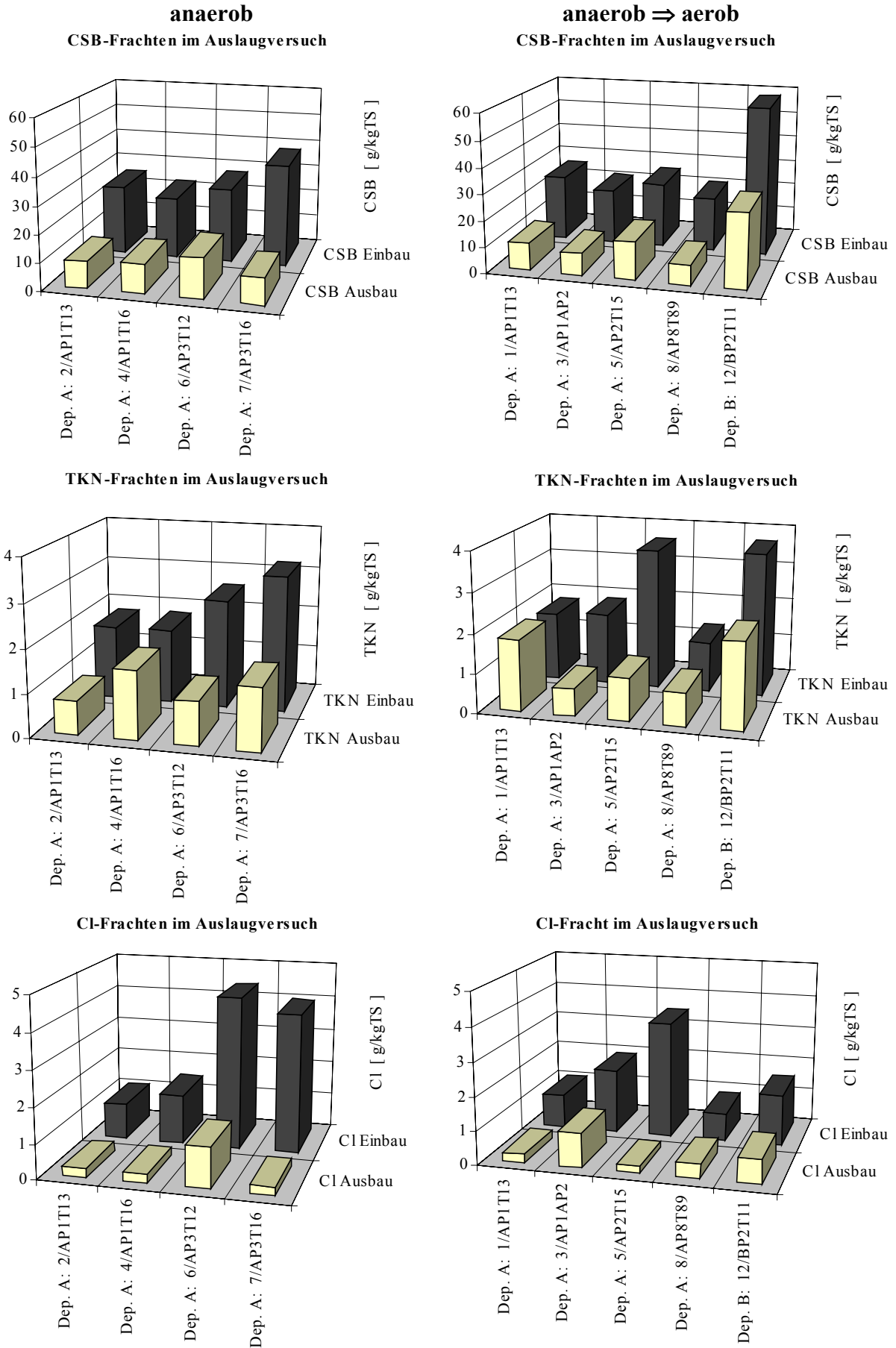


Abb. 10.5: Abnahme der mobilisierbaren Frachten bei Mehrfachauslaugungen von Feststoffproben anaerob und anaerob/aerob betriebener DSR

10.4 Atmungsaktivitätsmessungen an Feststoffproben nach Abschluss der Deponie-simulationsversuche

Auch zum Ende der Deponiesimulationsversuche ist anhand der Deponiegas- bzw. der Kohlendioxidproduktion bei den belüfteten DSR durchaus noch eine biologische Aktivität festzustellen. Wie bereits erläutert ist es nicht möglich, im DSR-Versuch die biologischen Abbauprozesse im gleichen Maße zu beschleunigen wie den Wasserdurchsatz und die resultierenden Mobilisierungs- und Auslaugungsvorgänge. So sind nach Versuchsende in den DSR im anschließenden Sapromatversuch noch merkliche Atmungsaktivitäten, die in Abbildung 10.6 sowohl über 96 h als auch 500 h aufgetragen sind, nachweisbar. Die Feststoffproben der Deponie A liegen nach 1.100 Versuchstagen (DSR 1 - 7) im 96 h-Messintervall bei 1 bis 3 mgO₂/gTS und im 500 h-Messintervall bei 2 bis 5 mgO₂/gTS. Der Einfluss der Belüftung auf den beschleunigten Abbau organischer Verbindungen im DSR-Versuch macht sich im Sapromatversuch nur geringfügig bemerkbar. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass unter anaeroben Milieubedingungen die geringe biologische Restaktivität, welche die Atmungsaktivität anzeigt, aufgrund des erhöhten Wasserdurchsatz' in den DSR bewirkt wurde. Auf Deponien würde dieser Zustand erst in sehr langen Zeiträumen erreicht werden, während sich die geringen biologischen Restaktivitäten unter aeroben Bedingungen voraussichtlichen schon nach wenigen Jahren Belüftungsdauer einstellen.

Besonders auffällig sind die im Vergleich zu den Einbauwerten sehr hohen Atmungsaktivitäten der Feststoffproben der DSR 13 und 14 zu Versuchsende. Hier sind mehrere Aspekte zu berücksichtigen:

- Der absolute Wert der Atmungsaktivitäten der DSR 13 und 14 ist höher als bei den anderen Ausbauproben, weil die Versuchsdauer mit nur 515 Tagen merklich kürzer war als bei den DSR 1 - 7. Die Feststoffe im DSR 14 zeigten gerade zu Versuchsende eine ausgeprägte Deponiegasproduktion, d.h. eine hohe biologische Aktivität.
- Die geringen Atmungsaktivitäten vor Versuchsbeginn im DSR 13 und 14 können zum einen mit dem häufig auftretenden Fehlereinfluss der nicht repräsentativen Feststoffprobe, zum anderen mit möglichen Hemmeinflüssen erklärt werden. Letztere waren bei Versuchsende nicht mehr vorhanden, was auch die erhöhte Deponiegasproduktion erklärt.
- Schließlich besteht gerade bei den Feststoffproben der Deponie B (DSR 12 - 14) die Vermutung, dass mittel und schwer abbaubare Abfallbestandteile, vielleicht aus industrieller Produktion, im beprobten Deponieabschnitt abgelagert worden waren. Diese

Anteile können im anaeroben Milieu des DSR-Versuchs aufgeschlossen worden sein, ohne dass eine anschließende vollständige Umsetzung zu den anaeroben Endprodukten Methan und Kohlendioxid stattfinden konnte. Diese hydrolysierten Verbindungen können den idealen aeroben Abbaubedingungen im Sapromat zugänglich sein und damit die erhöhten Atmungsaktivitäten hervorrufen. Für diese Vermutung spricht auch, dass bei der Belüftung der Deponiesimulationsreaktoren mehr Kohlenstoff umgesetzt und über den Gaspfad ausgetragen wird, als es unter anaeroben Milieubedingungen selbst langfristig nicht zu erwarten wäre.

- Ggf. tragen Nitrifikationsvorgänge zu einem zusätzlichen Sauerstoffverbrauch bei.

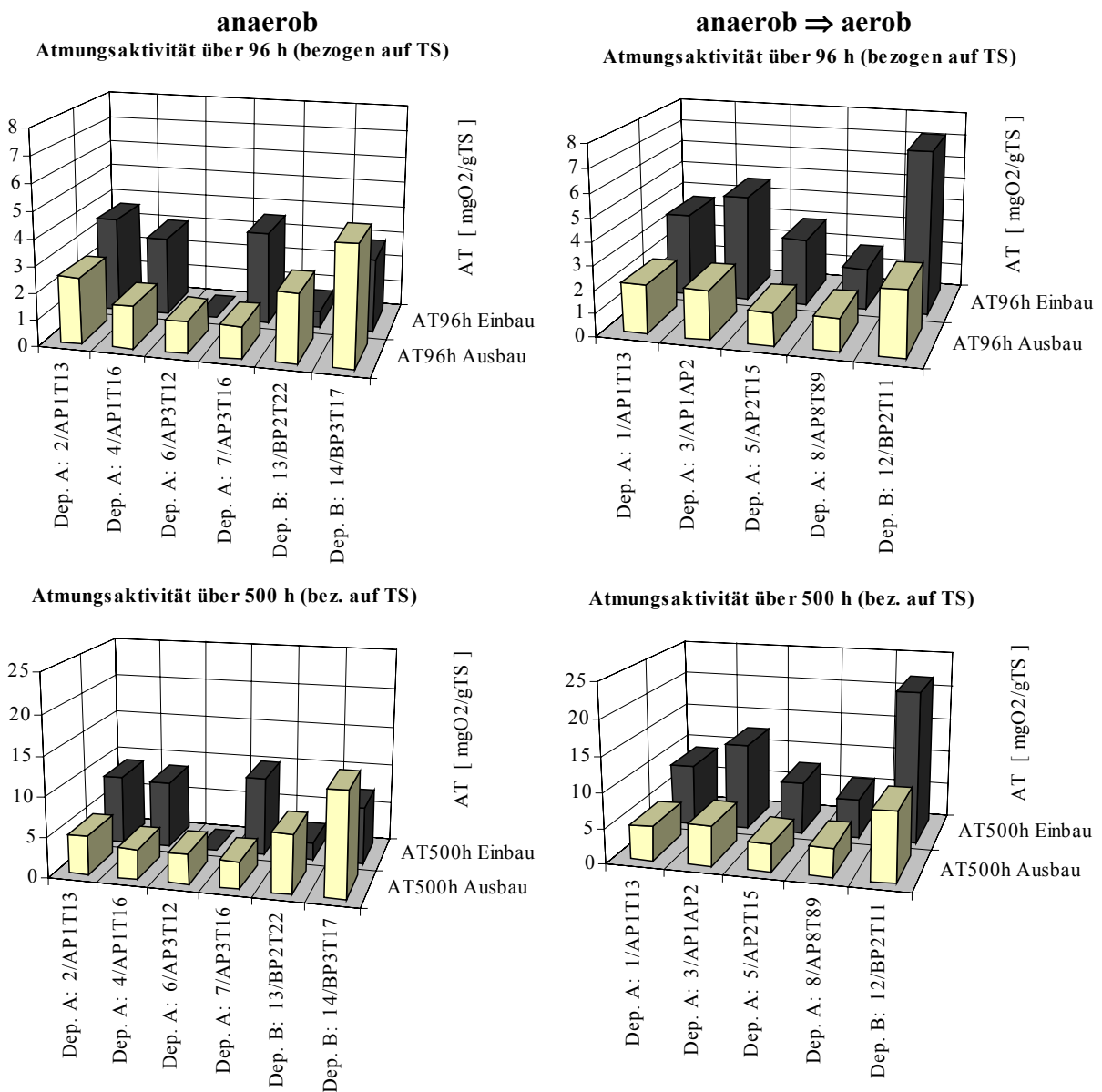


Abb. 10.6: Abnahme der Atmungsaktivitäten von Feststoffproben anaerob und anaerob/aerob betriebener DSR