

Stellungnahmen zu der Höhe und den Auswirkungen von Depositionen der geplanten Schweineanlage Haßleben (Stand Juli 2010)

Teil 1	Seite
Plausible Überschlagsrechnungen der möglichen zusätzlichen Stickstoffdepositionen unter Beachtung vorhandener Hintergrund- und Vorbelastungen	2
1. Grundlagen der Kalkulation	3
2. Kalkulationsergebnisse	4
2.1 Stickstoffdepositionen bei 40,0 t Ammoniakausstoß	4
2.2 Stickstoffdepositionen bei 57,5 t Ammoniakausstoß	5
3. Depositionsgeschwindigkeiten und zusätzliche Depositionen	6
3.1 Wald als typisches Beispiel	6
3.1.1. Nichtbeachtung der Vorbelastungen, Sonderfallprüfung nach 4.8 TA-Luft	6
3.1.2. Zu geringe Depositionsgeschwindigkeiten und zu hohe Ammoniakkonzentrationen	7
3.1.3. Weitere ergänzende Überschlagsrechnungen	8
3.2 Waldrand	8
3.3 Lokale Verbreitung der Depositionen, weitere Probleme ihrer Geschwindigkeiten, Dauerbelastbarkeit	9
4. Hintergrundbelastung	11
5. Geruchsimmissionen	13
6. Notwendige Untersuchungen an vorbelasteten Ökosystemen	13
6.1 Nitrat- und andere Stoffprobleme	14
7. Nicht fachgerechtes Verhalten von Behörden	14
8. Erfahrungen mit dem Immissionsschutzverfahren Schweineanlage Haßleben	15
Teil 2 Critical loads	16
9. Das CL-Konzept unter Waldbedingungen	16
10. Zweckdienliche Definitionen des CL-Konzepts	18
Teil 3 Kuhzer Grenzbruch (Kuhz`ches Grenzbruch)	18
11. Entwicklung seit Beginn des 19. Jahrhunderts	18
11.1 Forstliche Standortserkundung und Auswertung alter Karten	18
11.2 Komplexmelioration und Aufbau des SZM Haßleben	20
12. Vorgeschlagene Maßnahmen bzw. Maßgaben zur Erhaltung des Moores	21
13. Vegetationsaufnahmen, Probleme der Analyseergebnisse	23
Anlagen 1-14	24

Teil 1

Plausible Überschlagsrechnungen der möglichen zusätzlichen Stickstoffdepositionen unter Beachtung der vorhandenen Hintergrund- und Vorbelastungen

Bereits während des ganzen Verfahrens wurde laufend darauf hingewiesen, dass die Berechnungen der zusätzlichen Stickstoffbelastung durch die geplante Schweineanlage Haßleben nicht stimmen können. Einmal betrifft dies die unterschlagenen dominierenden Emissionen der Gülleausbringung, zum anderen die Emissionen direkt aus der Anlage. Dazu kommen die nachgewiesenen ebenfalls nicht beachteten hochgradigen Vorbelastungen der umliegenden Gewässer, Moore, landwirtschaftlichen Nutzflächen und Wälder durch die Altanlage. Eine plausible kritische Prüfung dieser und anderer von uns vorgelegten Fakten und Probleme durch die Fachbehörden erfolgt so gut wie gar nicht, grundlegende Tatsachen werden bis jetzt einfach formal übergangen. Ein solches Verhalten kann nur als wissentlich in Kauf genommene weitere Umweltverschmutzung angesehen werden (siehe z.B. **Anlage 1** : Kritik des LAI-Berichts ... Anlage 5 vom 8.8.07, Betrifft Haßleben: Emissionen, Schutzgebiete, Wälder vom 1.12.07, Screening-Berechnungen, meine Schreiben an Frau Dr. Dähne vom 8.2.09 und 16.4.09, **Anmerkungen Dr. Heise zu den Ausbreitungsberechnungen... vom 22.6.09**).

Schließlich konnte an Hand des Zustandswandels in den Wäldern im nahen und weiten Umfeld der großen DDR-Tierhaltungsanlagen Eberswalde-Lichterfelde und Haßleben nachgewiesen werden, dass die Ausbreitungselipsen der Stickstoffverbindungen im Lee mindestens 15 km , im Luv mindestens 8 km betragen. (siehe Literatur Nr. 49, 56, 73 und **Anlage 5**). Technisch findet heute durch Abluft- und Biogasanlagen nur ein teilweises Verlagern der Stickstoffverbindungen von der gasförmigen in eine flüssige Phase statt, mengenmäßig ändert sich nichts (siehe Literatur Nr. 58). Konzentriert und zusätzlich werden weiter die Landschaften belastet.

Wiederholt wurde dargelegt, dass die Ausbreitungsberechnungen des Ammoniaks nach AUSTAL 2000G nicht dem chemischen Verhalten des Ammoniaks entsprechen (siehe u.a. Kritik des LAI-Berichts... vom 8.3.08, S. 7-10, Kritik der Ende Juli 2008... vom 12.9.08 S. 2 u. 4 : „Phosphor, Niederschläge, Ringofen“, sowie S. 7 - 9 , Kritik der Nachweise der Gewährleistung... vom 26.10.07 S. 2-4, RA Peter Kremer an Frau Dr. Dähne vom 29.1.09, Schreiben Dr. Heise an Frau Dr. Dähne vom 30.1.09, 10.2.09 und 8.11.09).

Dabei sei noch einmal hervorgehoben, dass die vom Investor verwendeten Nährstoffwerte, vor allem Gesamt-Stickstoff und Ammoniak, sich auf das Jahr 2000 beziehen, die von mir vorgenommene Neuberechnung mit höheren Werten auf die Jahre 2004 / 2005 (KTBL).

In der Folge ergeben sich bei 67.661 Tierplätzen 40 t/a oder 57,5 t/a Ammoniakausstoß direkt aus der Anlage. Täglich entweichen also hier bei angenommener 70-80 % Ammoniakzurückhaltung noch 109,6 kg oder 157,5 kg aus der Schweineanlage. Von den 109,6 kg NH₃ sollen lt. Projekt in der Hauptwindrichtung Süd bis West nur 5-9 kg N/ha/a im 650-700 m entfernten ohnehin stark eutrophierten Wald ankommen, in 250-500 m entfernten geschützten Torfmoos-Birkenmoor einige Kilo mehr. Die Güllebecken grenzen hier unmittelbar an.

Solche leider in Deutschland zugelassenen, den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Ammoniaks widersprechenden Ausbreitungsberechnungen mit wissenschaftlichen Anschein entbehren jeder Plausibilität. Es drängt sich die Vermutung auf, dass sie unter Nichtbeachtung

naturwissenschaftlicher Gesetze offensichtlich als faule Kompromisse mit Interessengruppen erarbeitet wurden.

Ammoniak wird, weil es stark hydrophil und reaktionsfähig ist, häufig nur über kurze Strecken transportiert. Andererseits ist es leichter als Luft und gelangt bei trockenem Wetter in höhere Luftschichten.

Schon die nachstehende grobe Überschlagsrechnung zeigt die Absurdität der vom Investor berechneten Stickstoffdepositionen, ausgehend von den zugegebenen 40 t/a Ammoniakausstoß.

1. Grundlagen der Kalkulation

Entsprechend der Witterung werden folgende Kriterien unterschieden :

- S- und W-Wind einschließlich NW
- N- und E-Wind einschließlich SE
- Bedeckter Himmel mit Niederschlägen („Regentage“)
- Bedeckter Himmel, z.T. mit geringen Niederschlägen (vollständige Bedeckung)
- Tage heiter oder wechselnd bewölkt, fast ohne Niederschläge

Sie basieren auf den am Forsthaus Ringofen bei Templin erhobenen Wetterdaten und gemessenen Niederschlägen der 365 Tage des Jahres 2009. Dieses Jahr erscheint auf Grund seiner je 5 sehr trockenen und nassen Monate charakteristisch für die Witterungsextreme des Klimawandels.

Die Monate Januar, Februar, April, August, September waren trocken bis extrem trocken, die Monate Mai, Juni, Juli, Oktober, November nass bis sehr nass (736,0 mm/a).

Das Forsthaus Ringofen liegt 13,5 km SW der Schweineanlage Haßleben. Die Daten werden hier seit 1972 erhoben, die Niederschläge seit 1995 gemessen.

Zum Vergleich werden die neu erfassten Niederschlagstage und -werte von 2009 (655,5 mm/a) von Wichmannsdorf herangezogen, 3,5 km W bis NW von der Schweineanlage entfernt. Obwohl dort 80,5 mm / m² weniger fielen, waren die „Regentage“ voll identisch mit denen am Ringofen. Die Differenz ergibt sich meist aus unterschiedlichen Starkregenmengen, so dass auch die durchweg bewölkten Tage als gleich angesehen werden können. Beide Orte liegen im Großklimabereich Beta (Neubrandenburger Klima, Klimastufe m), der im Übergang zum Kontinentalen schwächer maritim geprägt ist und dessen Jahresniederschläge noch bis 1980 zwischen 540-600 mm lagen (siehe **Anlage 2**).

In den letzten 10 Jahren von 2000-2009 sind diese Niederschläge jedoch gestiegen und liegen am Forsthaus Ringofen bei durchschnittlich 705 mm (1998-2007 durchschnittlich 686 mm/a). Bisher wurden für Templin und auch Mittenwalde / Haßleben 565 mm zugrunde gelegt, auf deren Basis der Investor verschiedene Berechnungen, z.B. des Klärbeckenvolumens durchführen ließ. Für Wichmannsdorf ist 2009 ebenfalls ein Anstieg von 90 mm zu verzeichnen.

Für die „Regentage“ wird vorausgesetzt, dass je nach den beiden Windrichtungen Süd bis West und Nord bis Ost sich der tägliche Ammoniakgesamtausstoß (109,6 oder 157,5 kg) auf der halben Fläche des Untersuchungsradius von 1250 m (490,62 ha : 2 = 245,31 ha) niederschlägt (siehe **Anlage 3**). Die Anlage 3 zeigt außerdem, dass die gleiche jetzt für van Gennip arbeitende Fa. Eckhof noch 1999 eine wesentlich realere Immissionsprognose für das etwas kleinere Projekt des van Asten abgab.

Niederschläge und hohe Luftfeuchte bewirken infolge des stark hydrophilen Verhaltens von Ammoniak eine enorme Verringerung seiner sofortigen Freisetzung, verbunden mit einer teilweisen Umwandlung in Ammonium (vgl. Literatur Nr. 58). Ähnlich verhält es sich bei der Gülleausbringung.

Bei bedecktem Himmel, z.T. mit geringen Niederschlägen aber verhältnismäßig hoher Luftfeuchtigkeit, kann davon ausgegangen werden, dass nur die Hälfte des täglichen Ammoniakausstoßes im angeführten Bereich verbleibt, die andere Hälfte in größere Höhen entweicht. Das zuletzt Genannte trifft ziemlich vollständig für die heiteren oder wechselnd bewölkten Tage, fast ohne Niederschläge, zu. Dieses Ammoniak ist dann meist als trockene Deposition außerhalb des auf 1250m verkürzten Untersuchungsradius messbar (vgl. Literatur Nr. 81, 87).

2. Kalkulationsergebnisse

2.1 Stickstoffdepositionen bei 40 t Ammoniakjahresausstoß im Untersuchungsradius von 1250 m (490,62 ha)
(Umrechnungsfaktor NH₃ in NH₃-N = 0,8235)

Witterung	S- und W-Wind			N- und E-Wind		
	Tage	NH ₃ in kg	NH ₃ insgesamt	Tage	NH ₃ in kg	NH ₃ insgesamt
„Regentage“	89	109,6	9.754,4	45	109,6	4.932,0
vollständige Bedeckung	49 *	54,8	<u>2.685,2</u>	23 *	54,8	<u>1.260,4</u>
			12.439,6 kg			6.192,4 kg
			= 10.244,01 kg NH ₃ -N			= 5.099,44 kg NH ₃ -N
			: 245,31 ha = <u>41,76 kg N/ha/a</u>			: 245,31 ha = <u>20,79 kg N/ha/a</u>
heiter oder wechselnd bewölkt	82	109,6	8.987,2	77	109,6	8.439,2
vollständige Bedeckung	(49) *	54,8	<u>2.685,2</u>	(23) *	54,8	<u>1.260,4</u>
			11.672,4 kg			9.699,6 kg
			= 9.612,22 kg NH ₃ -N			= 7.987,62 kg NH ₃ -N
	220 (60,27 %)			145 (39,72 %)		

* Die Tage mit vollständiger Bedeckung sind 2 x aufgeführt, 1 x mit der Hälfte der Emissionen, die als Deposition im Untersuchungsraum niedergeht und 1 x mit der anderen Hälfte der Emission, die als Immission sich daraus entfernt.

2.2 Stickstoffdepositionen bei 57,5 t Ammoniakjahresausstoß im Untersuchungsradius von 1250 m (490,62 ha)
(Umrechnungsfaktor NH₃ in NH₃-N = 0,8235)

Witterung	S- und W-Wind			N- und E-Wind		
	Tage	NH ₃ in kg	NH ₃ insgesamt	Tage	NH ₃ in kg	NH ₃ insgesamt
„Regentage“	89	157,5	14.017,5	45	157,5	7.087,5
vollständige Bedeckung	49 *	78,8	<u>3.861,2</u>	23 *	78,8	<u>1.812,4</u>
			17.878,7 kg			8.899,9 kg
			= 14.723,11 kg NH ₃ -N			= 7.329,07 kg NH ₃ -N
			: 245,31 ha = <u>60,02 kg N/ha/a</u>			: 245,31 ha = <u>29,88 kg N/ha/a</u>
heiter oder wechselnd bewölkt	82	157,5	12.915,0	77	157,5	12.127,5
vollständige Bedeckung	(49) *	78,8	<u>3.861,2</u>	(23) *	78,8	<u>1.812,4</u>
			16.776,2 kg			13.939,9 kg
			= 13.815,2 kg NH ₃ -N			= 11.479,51 kg NH ₃ -N
	220 (60,27 %)			145 (39,72%)		

* = siehe Abschnitt 2.1

Diese Überslagsrechnungen zeigen, dass allein 138 Tage mit Niederschlägen und relativ hoher Luftfeuchte bei vorherrschenden S- und W-Winden (60 %) ausreichen, um in deren Wirkungsbereich von 245 ha 42 oder 60 kg N/ha/a zu deponieren. Hohe Schornsteine und Ausstoßgeschwindigkeiten verstärken u.U. bei dieser Witterung und entsprechenden Windgeschwindigkeiten nur noch den N-Eintrag in den höher liegenden, bereits stark eutrophierten angrenzenden Wald. Die Abluftschorensteine werden meist von der nördlich, nordöstlich und östlich liegenden Endmoräne mit ihren Baumhöhen um 30-50 m überragt. Deshalb wird mit Sicherheit bei heiterem, warmen Wetter ein bedeutender Teil der 9.600 oder 13.800 kg NH₃-N infolge der Verdunstungsfeuchte über den Baumbeständen außerhalb des Untersuchungsradius von 1250 m im Wald, auch im FFH-Typ Waldmeister-Buchenwald, niedergeschlagen (siehe Anlage 1, mein Schreiben an Frau Dr. Dähne vom 16.4.09, S. 2 und Anlage 3). Für die bei N- und E-Winden aufsteigenden 8.000 oder 11.500 kg NH₃-N trifft das auf Grund der nach Süden und Westen abfallenden Höhenunterschiede und geringen Walddichte kaum zu. Außerdem charakterisieren die mit 40 % im Jahr 2009 vertretenen N- und E-Winde mehr trockenes Wetter. **So ergeben sich in ihrem Wirkungsbereich von 245 ha an nur 68 Regentagen 21 oder 30 kg N/ha/a zusätzliche Depositionen.**

Je nach Temperatur, Menge und Zeitdauer der Niederschläge, Höhe der Luftfeuchte, Anteile saurer Luftinhaltsstoffe sowie Windstärke wird unterschiedlich viel Ammoniak im Wasser gelöst. Es wird später teilweise von Vegetation und Boden aus wieder freigesetzt oder verbleibt dort als Ammoniumhydroxid (nasse Deposition). Von diesen Kriterien ist also abhängig, wie viel Stickstoff pro ha in welcher Entfernung vom Emittenten niedergeht.

Bei heiterem Himmel kann Ammoniak dagegen aufsteigend weit transportiert werden, sofern es Relief und Bewuchs zulassen, bevor es wie üblich als trockene Deposition oder als Stickstoff in anderen

Verbindungen deponiert wird. Dabei spielen wiederum Temperaturschichtung, Luftfeuchte und saure Luftinhaltsstoffe eine entscheidende Rolle (vgl. Literatur Nr. 3).

Es muss noch einmal hervorgehoben werden, dass bei nasser und feuchter Witterung die Emissions- bzw. Quellhöhen sowie die höhere Temperatur der Abgase und ihre Austrittsgeschwindigkeiten faktisch unbedeutend sind. Herrschen trockene Witterungsbedingungen vor, steigt Ammoniak ohnehin aus jeder Höhe auf, denn es ist leichter als Luft. Die bisher üblichen Ausbreitungsberechnungen beachten dieses Verhalten des Ammoniaks nur in ungenügender Weise, dementsprechend fehlerhaft sind ihre Ergebnisse.

Außerdem fehlt jede **Risikoabschätzung**. Es handelt sich schließlich um eine Schweineanlage mit 68.000 Tierplätzen, umgeben von vorbelasteten und daher äußerst empfindlichen Gewässern, Wäldern und Schutzgebieten. Eine Havarie, z.B. der vollständige oder teilweise Ausfall der ohnehin fragwürdigen Abgasreinigung, kann große Mengen Stickstoff und andere Stoffe freisetzen, die die Ökosysteme über Jahre hinaus schwer belasten.

3. Depositionsgeschwindigkeiten und zusätzliche Depositionen

3.1 Wald als typisches Beispiel

Die verschiedenen Depositionsgeschwindigkeiten der Immissionen charakterisieren das unterschiedliche Filtervermögen von Relief, Siedlungen, Gewässer, Wald, Acker, Wiesen und Ödland, die vier zuletzt genannten entsprechend ihrer Vegetationszusammensetzung und –höhe. Dabei spielt der Wassergehalt der Luft und seine Niederschlagsdichte, wie bereits erläutert, eine wesentliche Rolle.

So folgt, dass bei feuchtem und nassen Wetter mehr Stickstoff in der unmittelbaren Umgebung deponiert wird als bei trockener Witterung. Je niederschlagsreicher ein Jahr, desto höher sind die Stickstoffdepositionen, nicht nur die ammoniakbürtigen. Demgemäß variabel müssten die Depositionsgeschwindigkeiten (Vd) bei der Berechnung der Deposition gehandhabt werden (vgl. Schreiben RA Kremer an Dr. Dähne vom 29.1.2009). Da es sich hier um allgemeine Mittelwerte handelt, sollten sie kritisch den lokalen naturräumlichen Gegebenheiten, dazu gehören auch die neuen klimatischen, angepasst werden. Alles dieses geschah bisher nicht.

So rechnet der Investor, wenn überhaupt, nur mit 0,02 m/s, einem veralteten Wert der **Depositionsgeschwindigkeiten für Wald**. Untersuchungen in Nordostbrandenburg, also in unserem Raum, zeigten jedoch **überwiegend 0,03-0,04 m/s** (siehe **Anlage 4** : S. 4 u. 10 des vorher genannten Schreibens). Dementsprechend hoch sind die N-Depositionen, die im Falle Haßleben auf überwiegend schon stickstoffgesättigte Waldböden treffen.

3.1.1 Nichtbeachtung der Vorbelastungen, Sonderfallprüfung nach TA-Luft

Ein entscheidender Mangel fast aller bisherigen Immissionsschutzverfahren ist die Nichtbeachtung der Vorbelastung. Erst an Hand der am Boden erfassten Vorbelastungen (siehe „ZALF-Projekt“ = Einwendung Nr. 3, 1. und 2. Teil) und der laufend jährlich aus der Luft niedergehenden Hintergrundbelastungen kann eingeschätzt werden, welche Zusatzbelastungen ein Waldgebiet noch verträgt. Zu den Versuchen, die Hintergrundbelastung zu erfassen, zählen die Rasterdepositionsdaten des UBA (siehe **Anlage 4**). Auch sie werden fälschlicherweise bisher als Vorbelastung ausgegeben.

Die eigentliche sich u.U. über Jahrzehnte angesammelte Vorbelastung mit den bereits eingetretenen Veränderungen und Schäden an Böden, Vegetation und Baumbeständen wird außer Acht gelassen. Selbst in der TA Luft ist die Bestimmung der als Vorbelastung bezeichneten Hintergrundbelastung nicht geregelt. Wie immer wieder betont, ist die Aufnahme der Vorbelastung in den Wäldern Nordostdeutschlands fast flächendeckend möglich ! Es fehlt also ohne diese allen bisher durchgeführten

Genehmigungsverfahren die solide naturwissenschaftliche Grundlage (siehe „Kritik des LAI-Berichts...“ vom 8.3.08, S. 2-4). Ohne Einbeziehung der ansprechbaren Vorbelastung bleiben alle z.Z. üblichen Berechnungen der zulässigen Depositionen nichts als äußerst grobe Schätzungen. Dieser grundlegende Mangel wirkt um so schwerwiegender je größer die geplanten Projekte sind (siehe Teil 2 dieser Abhandlung).

Lt. TA-Luft Abs. 4.8 muss beim Verdacht erheblicher Nachteile durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme eine Sonderprüfung erfolgen. Dabei sollen Boden, Vegetation und ihre Stickstoffversorgung auf evt. Vorbelastungen untersucht werden. Solche Ergebnisse liegen in Bezug auf die Schweinemastanlage Haßleben flächendeckend für alle Landnutzungszweige vor. Besonders die Vorbelastungen der Wälder wurden auch im Zusammenhang mit anderen Tierhaltungsanlagen aufgenommen (siehe Literatur Nr. 4, 56, 73, „ASMUS-Arbeit“, ZALF-Projekt, **Anlage 1** : Schreiben vom 8.2.09 S. 4). Sie werden, wie bereits mehrfach dargelegt, bisher methodisch und in ihren Ergebnissen ignoriert.

Nach meinem Eindruck erfolgen die Sonderprüfungen selten, nicht ausreichend oder gar nicht. Man scheint nicht begriffen zu haben, dass die Belastungen des Standorts bzw. des Bodens entscheidend den Zustand von Ökosystemen prägen.

Ein Ökosystem, das bereits stickstoffgesättigt- oder übersättigt ist, z.B. ein Waldstandort, wird durch jede weitere, auch heute noch als zuträglich angesehene Stickstoffdeposition zunehmend verwundbarer. Darüber gibt es seit Jahrzehnten äußerst umfangreiche Untersuchungen (siehe Literatur Nr. 1, 7, 9, 12 - 13, 19, 21 - 22, 25 - 26, 28, 30 - 32, 49-56, 61-66,68, 71-74, 87, 89-91). Mit der fortgesetzten Gefährdung des Waldes wird eindeutig gegen bestehende Wald- und Naturschutzgesetze verstoßen (siehe „Kritik des LAI-Berichts...“ vom 8.3.08 Abschnitt 1.11, S. 12-13).

Ebenso verheerend sind die **Veränderungen der Artenspektren** in unseren mitteleuropäischen Kulturlandschaften durch den Einfluss andauernder düngender Immissionen. Es ist seit Jahrzehnten bekannt, dass vor allem der unnatürlich hohe Eintrag von Stickstoff in unsere Landschaften eine der Hauptursachen des fortschreitenden Artenschwundes ist, ohne dass Konsequenzen daraus gezogen werden (siehe **Anlage 6**).

3.1.2 Zu geringe Depositionsgeschwindigkeiten und zu hohe Ammoniakkonzentrationen

Nach einem Schreiben der Abt. T3 (Dr. Kühne) vom 2.2.10 an Frau Dr. Dähne ist die Depositionsgeschwindigkeit für Wald maximal mit 0,02 m/s zu berechnen, für Gras gibt die VDJ 3782 Stand 2006 0,015 m/s an. Hier fehlt jegliche Relation, Bäume und Sträucher sind bis zu 40 x höher als Gräser, die Filterwirkung muss also bedeutend höher sein. Es ist schon merkwürdig, dass eine Fachbehörde solche offensichtlich unrealen Differenzen nicht kritisch hinterfragt, sie sogar noch formal zitiert. Außerdem wurde diese Behörde mehrfach über die vorhandenen Vorbelastungen informiert (z.B. „Anmerkungen zur Akteneinsicht... vom 3.4.08 etc.).

Inzwischen sind die Depositionsgeschwindigkeiten für Ammoniak nach GAUGER et al. 2008 für Wälder in Berlin-Brandenburg bereits mit 0,026 m/s angegeben. Das sollte die Abt. T3 (Dr. Kühne) zur Kenntnis nehmen! Für Acker beträgt Vd neuerdings 0,019, für Grünland 0.018 und für Wasser sogar 0,017 m/s . Schließlich reagiert Ammoniak stark hydrophil, was bei der Beurteilung des N-Eintrages in das FFH-Gebiet Kuhzer See zu beachten ist.

In diesem Zusammenhang sei noch einmal darauf hingewiesen, wie waldgefährdend bzw. waldzerstörend die durch die TA-Luft vorgegebenen Ammoniakkonzentrationen mit ihren daraus abgeleiteten Stickstoffdepositionen sind (siehe „Kritik des LAI-Berichts...“ vom 8.3.2008, Abschnitt 1.6). Erst die Zusatz- und Gesamtkonzentrationen des Ammoniaks von 3 µg/m³ und 10 µg/m³ dürfen nicht überschritten werden. Das sind im Wald 20,28 und 67,6 kg N/ha/a Depositionen. Allein der zulässige

Höchstwert der Zusatzdepositionen überschreitet fast die Spanne der Critical loads für Wald von 10-20 kg N/ha/a. Er beträgt mindestens das Doppelte der auf Standorts- und Baumartenbasis berechneten Dauerbelastbarkeit semi- und anhydromorpher Böden (siehe S. 10, **Anlage 5**).

Ein jährlicher Gesamteintrag von fast 68 kg N/ha destabilisiert ein Waldökosystem grundlegend und führt zwangsläufig zugleich zu enormen Nährstoffausträgen. Derartige Prozesse finden bereits bei der gegenwärtigen Hintergrundbelastung von 30-50 kg N/ha/a statt (siehe Abschnitt 4, S.11). Sie dürfen nicht weiter verschärft werden.

Diese viel zu hohen TA-Luftkonzentrationsvorgaben sind als Grenzwerte für Umweltsituationen unbrauchbar. Darüber hinaus fehlt als wichtige Grundlage für Bewertungen die Erfassung der Vorbelastung.

3.1.3 Weitere ergänzende Überschlagsrechnungen

Man kann rechnen, wie man will, dass bei täglich 110 kg Ammoniakfreisetzung in den Hauptwindrichtungen West bis Süd sich in 365 Tagen nur noch 5-9 kg Stickstoff/ha im 650-700 m entfernten Wald niederschlagen sollen, ist völlig unreal. Veranschaulichen kann man diese Problematik der geplanten 68.000-Schweineanlage noch einmal durch eine ergänzende Überschlagsrechnung :

Die geplante Anlage wird mindestens 20 Jahre arbeiten. Das bedeutet, dass in einem zukünftig durchschnittlichen Jahr mit Witterungsextremen wie 2009 sich jährlich zusätzlich 40-60 kg N / ha im Wald des jetzigen Untersuchungsbereichs niederschlagen. Dazu käme die in den nächsten Jahren nicht abnehmende Hintergrundbelastung von mindestens 30 kg N/ha/a. Geht man von einer jährlichen Zusatzbelastung von 50 kg N/ha aus, so würden als Gesamtstickstoffeintrag in 20 Jahren insgesamt 1600 kg N/ha im Wald deponiert. Da die betroffenen Waldböden nachweislich entweder fast stickstoffversorgt, stickstoffgesättigt oder bereits stickstoffübersättigt sind (siehe Teil 2, Abschnitt 9, vgl. FEGGER 2007), werden so mit Sicherheit alle negativen Veränderungen und Prozesse weiter aktiviert (siehe angeführte Untersuchungen auf S. 7 und 11). Es findet keine nennenswerte Immobilisierung des Stickstoffs im Boden mehr statt. Die Fixierung in der Biomasse ist begrenzt und vorübergehend, denn Nadeln, Laub etc. fallen wieder auf den Boden. Dagegen nehmen der Austrag mit dem Sickerwasser und die Denitrifizierung mit den bekannten Folgen zu.

Selbst wenn die zusätzliche Stickstofflast auf 25 kg/ha/a reduziert würde, käme man auf 1100 kg/ha in 20 Jahren. Das ist für die Stabilität jedes Waldökosystems völlig indiskutabel, vor allem, wenn es bereits stickstoffgesättigt ist. In der Prenzlauer Stadforst, ein potentielles FFH-Gebiet des Waldmeister-Buchenwaldes, wird sich infolge der Auskämmung des Stickstoffs durch die Endmoräne mit ihren Baumhöhen die beginnende Versauerung auf den stickstoffgesättigten Böden fortsetzen (siehe Abschnitt 2, „ZALF-Projekt“, Nacharbeiten der Aufnahmen von Prof. Murach 2005 und 2007).

Die in Richtung FFH-Gebiet Kuhzer See und Kuhzer Grenzbruch verlaufenden N- bis E-Winde verdriften zwar nicht ganz so große Nährstoffmengen wie die S- und W-Winde, die betroffenen Standorte sind akut gefährdeter (siehe Abschnitte 2.1 und 2.2). Weil der Uferbereich des Sees und das Grenzbruch fast vollständig bewaldet sind, beträgt die Hintergrundbelastung ebenfalls mindestens 30 kg N/ha/a. Es gibt z.Zt. keinerlei Tendenzen, dass sie geringer wird. So gehen hier Depositionen nieder, die die sich renaturierenden Biotope erneut bedrohen.

3.2 Waldrand

Mehr als fragwürdig ist auch die Festlegung der Depositionsgeschwindigkeit für Waldränder mit 0,024 m/s. Ob Waldränder von Depositionen stärker betroffen sind, hängt von der witterungsbedingten Transporthöhe der Emissionen und von den Bestandesstrukturen ab. Dominieren hier z.B. Jungbestände, werden u.a. die Immissionen weit dahinter von den Altbeständen abgefangen. Steigt das

Gelände mit seinen Baumhöhen wie bei Haßleben noch 30-50 m über die überflüssig eingerechnete Schornsteinhöhe zusätzlich an, ist klar, wo das Gros der N-Frachten bleibt (siehe **Anlage 1**)! Außerdem weisen die den westlichen Winden zugewandte Waldränder vielfach Verhagerungen auf, wie die von mir durchgeführten Nacharbeiten der Aufnahmen von Prof. Murach 2005 und 2007 zeigen (siehe Berichte und Tabellen vom 25.10.05 und 24.8.07). Hier verlagern sich die Nährstoffe oft in das Bestandesinnere. Die allgemein stärkere Eutrophierung von Waldrändern ist meist auf Düngerabdrift und das Ablagern von Ernterückständen zurückzuführen. Haßleben bildet dabei lokal eine Ausnahme, weil hier zusätzlich die Güllebecken unmittelbar am Wald liegen.

Nach Kenntnis dieser vorhandenen örtlichen Gegebenheiten ist es völlig unverständlich, dass in Abstimmung mit der Genehmigungsbehörde wieder nur der Einfluss der Emissionen auf die benachbarten Waldränder untersucht werden soll (siehe Schreiben von A. Kutschke an Dr. Dähne und Herrn Dorn am 15.11.09). Die angeführten Ergebnisse von 5,2-9,4 kg N/ha/a sind mit Sicherheit nicht nach GAUGER et al. 2008 mit 0,026 m/s berechnet worden. Das gleiche gilt für die aufgeführten Offenlanddaten. Für den Randbereich des überwiegend bewaldeten Kuhzer Grenzbruches, 250-500 m von der Schweineanlage entfernt, werden maximal 1,8 µg NH₃/m³ angegeben, das wären nach neuer Berechnung 12,17 kg N/ha/a. Selbst diese nach AUSTAL 2000G herunter gerechneten Werte sind , zuzüglich einer Hintergrundbelastung von mindestens 30 kg N/ha/a, als jährliche Dauerbelastung für Wald und Moor nicht hinnehmbar (siehe Teil 2 : Critical loads).

3.3 Lokale Verbreitung der Depositionen, weitere Probleme ihrer Geschwindigkeiten, Dauerbelastbarkeit

Die kalkulatv dargelegten zusätzlichen und durchschnittlichen Stickstoffdepositionen von 21, 30, 42 oder 60 kg/ha/a auf den jeweiligen 345 ha reichen im SW bis in das FFH-Gebiet Kuhzer See hinein, im N und E bis in die Forstabteilungen 6155, 6156 und 6151, eingeschlossen das Kuhzer Grenzbruch.

Sie können auf baumbestockten Flächen auf Grund der Depositionsgeschwindigkeiten (Vd) mehrfach so hoch sein als in den Offenlandschaften (siehe **Anlage 4**). Andererseits hängt es, wie schon dargelegt, u.a. von der Art, Stärke und Zeitdauer der Niederschläge einschließlich der Luftfeuchte ab, welche N-Depositionen in welcher Entfernung vom Emittenten niedergehen. In den nach AUSTAL 2000 berechneten Werten des witterungsunabhängigen Screening-Verfahrens erfolgt eine räumliche Differenzierung auf der Basis von Vd = 0,01 m/s (siehe **Anlage 1**). Dabei wird zugrunde gelegt, dass die Deposition von Ammoniak im näheren Umfeld einer Quelle ziemlich vollständig als trockene Deposition verläuft (vgl. Literatur Nr. 3).

Nasses und feuchtes Wetter behindert, wie bereits beschrieben, das Entweichen des Ammoniaks. Vor allem in der Nähe der Quelle wird jedoch mengenmäßig ein Teil des im Wasser gelösten Ammoniaks später vom Boden aus wieder freigesetzt, ein Vorgang, der sich auch bei der Gülleausbringung abspielt.

Generell muss aus dem geschilderten Verhalten des Ammoniaks zum Wasser geschlussfolgert werden, dass **seine Depositionsgeschwindigkeiten**, das gilt auch mehr oder weniger für andere Stickstoffspezies, **als reale Berechnungsgrundlage nur bei überwiegend trockenen Wetterlagen zutreffen**. Vor allem bei Dauer- und Starkregen wird das Gros des vorhandenen Ammoniaks sofort vor Ort niedergeschlagen, egal ob es sich um Gewässer, Acker oder Wald handelt.

Die Größenordnungen dieser Depositionen stehen im völligen Kontrast zu den im Verfahren angewandten Berechnungen, wie die hier angestellten groben Überschlagsrechnungen zeigen. Auf ähnliche Diskrepanzen zwischen den Screening-Verfahren und der AUSTAL 2000G-Berechnung wurde schon in einem Brief an Frau Dr. Dähne am 16.4.09 und den Anmerkungen von Chemielehrer Dr. Heise vom 22.6.09 hingewiesen (siehe **Anlage 1**). Die Abt. T3 (Dr. Kühne) erklärt diese Differenzen in dem

bereits auf S. 7 zitierten Schreiben mit der Ableitung aus einer Vielzahl von AUSTAL 2000-Berechnungen, ausgehend von schlechten Ausbreitungsbedingungen, z.B. von bodennahen. Einer solchen nicht fachgerechten Antwort ist erneut entgegenzuhalten, dass die zuletzt genannte bei trockener Witterung nur wenig Einfluss auf die lokale Ausbreitung hat, bereits aber 1/3 der Tage eines Jahres mit nassem und feuchtem Wetter zu erheblichen, nicht verantwortbaren Stickstoffdepositionen im nahen Umfeld führen (vgl. **Anlage 1** : Heise 22.6.09).

Die Anwendung der AUSTAL 2000 - Berechnung erscheint problematisch und beliebig, wenn ihre verschiedenen Varianten sehr stark voneinander abweichende Ergebnisse zeigen. So können in der Offenlandschaft die nach AUSTAL 2000G berechneten Stickstoffdepositionen in Abhängigkeit von der Entfernung zur Quelle bis zu 100 x niedriger sein als die nach dem AUSTAL 2000-Screeningverfahren berechneten (siehe **Anlage 1**, 16.4.09). In Bezug auf den Wald sind die Diskrepanzen nicht so hoch, sie schwanken zwischen 2 bis 10 x.

Diese hohen Unsicherheiten bei der Ausbreitung von Ammoniak verlangen, dass die größtmöglichen Risiken bei Berechnungen berücksichtigt werden. Nur so kann gewährleistet werden, dass neue Beeinträchtigungen unwahrscheinlich sind (siehe BayVHG vom 22.12.1999 vgl. Stellungnahme des Landesbüros anerkannter Naturschutzverbände vom 28.5.09)

Selbst wenn man davon ausgeht,

- dass die Niederschläge, besonders im Sommer, nachlassen, die Daten der letzten 12 Jahre sprechen dagegen (siehe S. 2 dieses Schreibens),
- ein größerer Teil des im Niederschlagswasser gelösten NH₃ wieder aufsteigt,
- die Luftfeuchte bei einem bedeckten Himmel nicht so hoch ist, um bedeutende Teile des Ammoniaks einzubinden,

würde eine Halbierung der unter nassen und feuchten Bedingungen kalkulierten Depositionsmengen immer noch durchschnittlich 10,5; 15, 21 oder 30 kg N/ha/a zusätzliche Depositionen auf der 491 ha großen Untersuchungsfläche ergeben.

Auch diese Mengen werden, zuzüglich der Hintergrundbelastungen, potenzierend die bereits stark belasteten Ökosysteme weiter gefährden. Entsprechend dem Filtervermögen muss man z.B. zur Zeit beim Wald mit mindestens 30 kg N/ha/a Hintergrundbelastung rechnen (siehe **Anlage 4**). Das ist das Dreifache der **Dauerbelastbarkeit**, die nach Baumart, Nährkraft-, Feuchte- und Klimastufen unterschieden, semi- und anhydromorphe Waldstandorte ohne negative Veränderungen ertragen können (siehe Teil 2 und **Anlage 5**). Diese Berechnungen ergeben sich aus den nach Bodenformen und ihren Humusvorräten unterschiedenen Differenzen zwischen Stickstoff-Istvorrat und Stickstoffsättigung. Sie weisen wesentlich geringere Dauerbelastbarkeiten als sie die Critical loads (CL) aus und liegen bei allen Waldstandorten zwischen 5-15 kg N/ha/a. Das ist durch deren hohe Aufnahme- und Speicherfähigkeit bedingt. Zusätzlich stresst der Klimawandel die durch weitere Eutrophierung vorbelasteten Wälder.

Die Schadwirkungen der auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen niedergehenden Stickstoffdepositionen, lassen sich etwas vermindern, wenn man die Düngermenge jährlich um den Lufteintrag reduziert. Das ist besonders wichtig für die meist unterhalb der Ackerkrume noch immer hoch belasteten Flächen der Schweineanlage Haßleben. Es gilt auch für andere Orte mit früherer und heutiger intensiver Viehhaltung (siehe Literatur Nr. 56 und 73 bzw. Einwendung Pries Nr. 3, Anlagen). Eine solche Verminderung der Düngung geschieht bisher nicht.

Die lt. Projekt als Ödland stillgelegten Hochlastflächen zwischen Beenzer Weg, Grenzbruch und Schweineanlage werden z.T. längst wieder bewirtschaftet und gedüngt. Bei tatsächlicher Stilllegung findet erst einmal ein starker Nährstoffaustrag statt.

Die „Plausibilität“ des allgemein üblichen AUSTAL 2000G-Verfahrens beruht darauf, durch hohe Schornsteine und Ausstoßgeschwindigkeiten die Emissionen, im Falle Haßleben mindestens 40 t NH₃/a, theoretisch außerhalb des möglichst kleinen Untersuchungsraumes zu rechnen, **damit ihre Depositionen nicht mehr im Immissionsschutzverfahren beachtet werden müssen**. Dass das naturgesetzlich nicht so funktioniert, interessiert nicht. Man geht davon aus, dass sich außerhalb des Untersuchungsraumes die Immissionen diffus verteilen. Sie werden z.T. als Erhöhung der Hintergrundbelastung, auch im Versuch der UBA-Rasterdatenberechnung, erscheinen und damit erneut beweisen, dass Deutschland weit davon entfernt ist, seine internationalen Verpflichtungen in der Reduzierung von Stickstoffverbindungen zu erfüllen (u.a. Verstoß gegen Richtlinie 2001/81 EG). Auch das Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie, den Stickstoffüberschuss bis 2010 auf 80 kg /ha/a zu senken, ist bereits deutlich verfehlt worden (siehe Deutscher Bundestag Berlin, Ausschuss für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, „Öffentliche Anhörung zum Thema Landwirtschaft und Klimaschutz“ am 22.2.2010).

4. Hintergrundbelastung

Sie umfasst die Nähr-, Reiz- und Schadstoffe, die sich z.Z. jährlich, großflächig oder lokal, aus der Luft als Depositionen niederschlagen. Sie sind mengenmäßig vom Filtervermögen der jeweiligen Ökosysteme und Landnutzungsflächen abhängig.

Wie bereits mehrfach dargelegt, wird die Hintergrundbelastung häufig als eigentliche und einzige Vorbelastung gewertet. Das ist falsch, vor allem in Bezug auf die Stickstoffverbindungen (siehe **Anlage 1**). Der jahrzehntelange Eintrag industriell erzeugten Stickstoffs über das naturgegebene Maß führt besonders in den speicherfähigen Waldböden zu seiner Anreicherung bis über die Sättigungsgrenze hinaus. Hier sind die stabilen Gleichgewichte in den Ökosystemen bereits erheblich gestört. **Die labilen Zustände vertragen nur noch eine immer geringer werdende Stickstoffzufuhr**, denn die Dauerbelastbarkeit ist schon vielfach überschritten. Durch den normalen Holzeinschlag wird relativ wenig Stickstoff entsorgt. In diesem Stadium kommt es dann, abgesehen von der weiteren Destabilisierung der Baumbestände und der Artenvielfalt (siehe S.7), zur Verlagerung der Schadwirkungen aus dem Wald heraus. Dazu zählen u.a. die Bildung von Lachgas sowie die Einträge über Sickerwasser in das Grundwasser und in die Gewässer (siehe u.a. Literatur Nr. 62, 68 und 89, Waldgutachten FEGGER 15.07.07, UBA Sept. 2008 : Hintergrundpapier einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie).

Ein brauchbarer Versuch, auch lokal die Hintergrundbelastung mit Stickstoff zu veranschaulichen, ist die Erstellung von rasterbasierten N-Gesamtdepositionsdaten durch das UBA (siehe **Anlage 4**). Wie bereits kritisiert, werden diese Daten selbst 2004 weiter als Vorbelastung ausgegeben. Sie haben von 1999 bis 2004 zugenommen. Prof. Feger geht in seinem Gutachten vom 15.7.07 im Raum Haßleben für Laubwald von 28-33 kg N/ha/a aus, durchschnittlich für Wald von 30 kg N/ha/a. Das scheinen aber, wie auch in anderen Landschaftsstrukturen, nur Mindestwerte zu sein.

Untersuchungen mit genaueren neuen Verfahren (N-Isotopenverdünnungsmethode, mikrometeorologisches Verfahren mit Kronentraufmessungen und Kronenraumbilanzierungen) führen zu wesentlich höheren Hintergrundbelastungen. In der **Anlage 7** befinden sich drei Auszüge aus solchen Arbeiten. So liegen z.B. im mitteldeutschen Industrieraum die Depositionen auf landwirtschaftlichen Flächen (Mais, Roggen) 1999 / 2000 zwischen 46-74 kg N/ha/a. Der Durchschnitt wird in Deutschland 2004 mit 26 kg N/ha/a angegeben (siehe Literatur Nr. 84). Dagegen erscheinen die für Äcker im Raum Haßleben aufgeführten Werte der UBA-Rasterdaten mit 12-14 kg N/ha/a zu niedrig, auch wenn die Hintergrundbelastung in Mitteldeutschland viel höher liegen wird. Ähnlich hoch wird sie auch in der

Weser-Ems-Region mit ihrer hohen Viehdichte sein. So wurden bei Augustendorf 2002 / 2003 im Wald 57 kg N/ha/a gemessen. Aber selbst im Brockengebiet, weit ab von jeder landwirtschaftlichen Produktion, schlugen sich auf den Freiflächen der Moore in den Jahren 2002-2005 29-31 kg N/ha/a, in den angrenzenden Waldbeständen 53-62 kg N/ha/a nieder. Hier sind die Niederschläge jedoch über doppelt so hoch wie z.Z. im Haßlebener Raum. Entscheidend für die Höhe der Depositionen ist aber, dass entsprechend genügend durch Niederschläge ausfällbare Stickstoffverbindungen in der Luft vorhanden sind. Hohe Depositionsmengen fand man ebenfalls in der fern jeder landwirtschaftlichen Bewirtschaftung gelegenen Schorfheide. Hier wurden in einem Kiefernbestand 1999, ausgehend von der nassen Deposition, 20 kg modelliert und anschließend 49 kg N/ha/a gemessen (Literatur Nr. 81). In den Jahren 2000-2002 modellierte man dort, ebenfalls auf der Basis der nassen Deposition, den Gesamtstickstoffeintrag in Szenarien. Das niedrige Szenario lag zwischen 19,2-22,8, das hohe zwischen 34,7-41,2 kg N/ha/a, Tendenz steigend (siehe Einwendung Pries Nr. 3 (2. Teil) Anlage 2). Die genaueren Messwerte dürften hier zwischen 30 und 50 kg N/ha/a schwanken. Immerhin beträgt die auf den forstlichen Level II-Dauerbeobachtungsflächen gemessene nasse Deposition nur etwa 1/4 der Gesamtstickstoffdeposition (siehe Literatur Nr. 87). Es zeigen sich so die flächendeckenden Auswirkungen durch Ferntransporte von Immissionen, die an ihrem Verursacherstandorten nicht beachtet wurden.

Die Ergebnisse der neuen Verfahren zeigen, dass die Stickstoffdepositionen höher sind als bisher angenommen. **Es bedeutet, dass niedrigere Depositionen angestrebt werden müssen als sie z.Z. Grundlage der Luftreinhaltepolitik sind** (siehe Literatur Nr. 81). **Schon die fehlende Berücksichtigung der Emissionen der Gülleausbringung und der flächendeckend vorhandenen Vorbelastungen erfordern eine Änderung des jetzigen Immissionsschutzverfahrens.** Es darf nicht mehr vorkommen, dass durch Weglassen von Emissionsquellen, verkleinerten Untersuchungsräumen und Herunterrechnen der Depositionen mittels fehlerhafter Formeln große Tierhaltungsanlagen sogar in hoch vorbelasteter Umgebung genehmigungsfähig gemacht werden. **Auch für die nur direkt aus der Schweineanlage Haßleben entweichenden 40 oder 57,5 t/a Ammoniak muss der Investor nicht nachweisen, wo sie außerhalb des gering angesetzten Untersuchungsradius bleiben !**

Genauso überholt und nicht mehr sachgemäß wie die in der TA-Luft vorgegebenen Ammoniakkonzentrationen in der Luft, ist die Festlegung, dass **der Tierbesatz 2 Großvieheinheiten (GV) pro ha** nicht überschreiten sollte. Die Berechnung erfolgt offiziell auf der Grundlage der Viehbestände und landwirtschaftlichen Nutzfläche eines Landkreises. Da die Landkreise im Osten Deutschlands sehr groß und ihre früheren großen Viehbestände zusammengebrochen sind, erscheinen selbst geplante riesige Viehhaltungsanlagen in der Vorprüfung wieder genehmigungsfähig. Ihre verheerenden Auswirkungen auf Wald, Gewässer, Grundwasser, Boden und Vegetation vor Ort werden über die Landkreisfläche klein gerechnet. Meist handelt es sich um besonders stark vorbelastete alte Tierstandorte. Es zeigt sich so erneut der Kardinalfehler aller bisherigen Genehmigungsverfahren : die örtlichen Vorbelastungen werden ausgeklammert!

Dabei finden bei einer z.Z. fortlaufenden Überdüngung die sich potenzierenden negativen Auswirkungen direkt auf der Fläche und in deren Nachbarschaft statt. Sie hängt u.a. von der geologisch bedingten Kontaminationsgefährdung ab. Ihre Einschätzung auf der Basis von Naturraummosaiken bzw. Landschaftsarealen liegt im Untersuchungsgebiet vor (siehe Einwendung Nr. 2 vom 15.5.05 Pries, Anlage 1). Die Ansprache erfolgte an Hand der substratwasser- und reliefbedingten Zu- und Abzugs- bzw. Verbundverhältnisse des Stau- und Grundwassers sowie der Fließ- und Stillgewässer.

Kritische Wissenschaftler halten heute infolge des jährlichen Stickstoffüberschuss von über 100 kg/ha LF und Jahr und der allgemeinen Landschaftseutrophierung nur noch eine betriebliche Tierbestandsdichte von 0,4 bis maximal 1,0 GV/ha für evt. tragbar (Literatur Nr. 92). Angesichts der auch unterhalb der

Ackerkrume nachgewiesenen Vorbelastungen und der Nähe der drainierten Gülleausbringungsflächen mit ihren Emissionen zu Schutzgebieten dürfte im Falle Haßleben ein nachhaltig wirtschaftender, regionspezifische Viehbesatz 0,5 GV/ha nicht mehr überschritten werden (siehe **Anlage 1**). Es sind aber immer noch mindestens 1,16 GV/ha (8.450,5 GV : 7312 ha), nur die Schweine von Haßleben gerechnet! Da die gülleabnehmenden Landwirte ihre arbeitskräftebindenden Viehbestände unmerklich oder gar nicht reduzieren werden, wird der Tierbesatz sich insgesamt in diesen Betrieben weiter erhöhen. Eine Ausnahme bilden reine Marktfruchtbetriebe.

Im Projekt Haßleben wurden neuerdings 472 ha nicht aus der Begüllung herausgenommen, aber kartenmäßig nicht mehr dargestellt. Ohnehin sind z.Z. Lage und Umfang der zukünftigen Ausbringungsflächen für Biogasgülle nicht mehr für die Öffentlichkeit nachvollziehbar, obwohl wir uns immer noch im Anhörungsverfahren befinden (siehe auch **Anlage 1**).

Unbestreitbar ist, dass durch den zunehmenden Bau großer Tierhaltungsanlagen die allgemeine Hintergrundbelastung mit Stickstoff weiter steigen wird.

5. Geruchsimmissionen

Auf der Basis der Windrichtungen von 2009 lassen sich an Hand der Wetterbedingungen die Geruchsimmissionen des Ammoniaks abschätzen, die vor allem bei N- und NW-Winden das Dorf Haßleben beeinträchtigen können. Immerhin soll die Schweineanlage zum Innenbereich des Ortes gehören. So werden sich an 34 Tagen bei feuchter und nasser Witterung 3726,4 oder 5355 kg/a geruchsintensives Ammoniak, täglich 109,6 oder 157,5 kg, dort niederschlagen (siehe Abschnitt 2). Bei N-Wind wird es besonders das 600 m, bei NW-Wind das 800-1200 m entfernt liegende Wohngebiet treffen, von der Mitte des tierbesetzten Stallmoduls gerechnet (siehe **Anlage 8**). Die 34 Tage betragen 9,3 % der Gesamttage des Jahres.

Das Betriebsgelände der Schweineanlage endet erst 400 m davon südlich, so dass auch von hier einige Immissionen zu erwarten sind. Südwestlich und südöstlich darunter haben sich einige Betriebe niedergelassen. Es entstanden hier lokal Mischgebiete. Ein Recyclinghof liegt im Norden direkt am Wald neben den Güllebecken.

An ebenfalls 34 Tagen herrscht bei N- und NW-Winden eine heitere oder wechselnd bewölkte Witterung, fast ohne Niederschläge. Das Ammoniak steigt somit auf. Trotzdem muss damit gerechnet werden, dass ein gewisser Teil in Abhängigkeit von der Windstärke die Wohngebiete zeitweise erreicht. Damit würden die als zulässig angesehenen Geruchsimmissionen des GIRL für Wohn- und Mischgebiete von 10 % sicher überschritten, weil auch noch andere Gerüche aus Stall, Biogasanlage und Güllebecken hinzukommen. Immerhin handelt es sich bei den mindestens 110 kg Ammoniak, die täglich lt. Projekt direkt aus der Anlage kommen, um keine geringen Mengen.

6. Notwendige Untersuchungen am vorbelasteten Ökosystemen

Man muss davon ausgehen, dass bei uns sämtliche Ökosysteme durch die Chemisierung unserer Landschaften mehr oder weniger in ihren Funktionen beeinträchtigt sind. Dabei spielt neben dem Phosphor der Hauptnährstoff Stickstoff eine entscheidende Rolle als heute dominierender Schadstoff. Deshalb ist es nötig, den aktuellen Stand seiner Speicherung im Boden und in der Vegetation als Grundlage jeder weiteren Beurteilung aufzunehmen. Von der Artenzusammensetzung her zeigt z.B. die Bodenvegetation im Wald seit etwa 30 Jahren nicht mehr überall den tatsächlich vorhandenen Stickstoffgehalt im Auflagehumus und im oberen Mineralboden an. Ausnahmen gibt es nur bei CN-Verhältnissen um 20 bzw. darunter. Es treten in deutlich vorbelasteten Gebieten bereits zur Hälfte

Diskrepanzen zwischen dem überhöht eingetragenen Stickstoff und den ursprünglichen Säure-Basenstufen auf (disharmonische Humusformen = siehe Literatur 49-56, 72-73, „ZALF-Projekt“).

Auf solche Veränderungen des Nährstoffhaushaltes reagieren Vegetationseinheiten immer nachlaufend, oft erst im Zusammenwirken mit anderen Ökofaktoren. Deshalb ist es im Wald und auf brachliegenden Biotopen (Mager- und Trockenrasen, Moosmoore etc.) erforderlich, die Vegetationsaufnahmen regional mit Bodenanalysen zu untersetzen. Das ist besonders im Zusammenhang mit früheren und noch vorhandenen Emittenten notwendig. Bewertungen und Planungen ohne solche Analysen sind nicht mehr aussagefähig (vgl. Kritik des LAI-Berichts ... vom 8.3.2008, Abschnitte 1.2 und 1.3)!

Dabei ist notwendig, vor allem in den Offenlandschaften, bei Verdacht von früheren Belastungen das Sicker- und Grundwasser sowie die tieferen Bodenschichten zu untersuchen. In Abhängigkeit vom Standort kann z.B. Nitrat jahrzehntelang in der Sicker- und Grundwasserzone verweilen und weit transportiert werden, ehe es u.U in Gewässern wie den Kuhzer See ankommt. Ähnliches passiert mit den Phosphorverbindungen, aber auch mit vielen Resten von Medikamenten, Futtermittelzusätzen, Schwermetallen, Desinfektionsmitteln und Bioziden (vgl. u.a. UBA Sept. 2008 : Hintergrundpapier einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie).

6.1 Nitrat- und andere Stoffprobleme

Sickerwasseruntersuchungen ergaben im Raum Mittelhausen / Sa.-Anhalt unter landwirtschaftlichen Nutzflächen bei einem Szenario von 30 kg N/ha/a Deposition neben der üblichen Düngung 100-125 mg/l Nitrat, unter Gemeindeflächen ca. 75 mg/l (Landesamt für Umweltschutz Sa.-Anhalt, „Gutachten über diffuse Quellen aus der Landwirtschaft“, Institut für nachhaltige Landwirtschaft Halle (INL), Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz Halle, März 2004, ergänzt 2005). Ähnlich ist demzufolge die Grundwasserqualität. Von 8 Messstellen liegt der Nitratgehalt bei 3 zwischen 70-125 mg/l, bei 3 weiteren zwischen 25-45 mg/l, nur 1 erfüllt die Bedingungen für Säuglingsnahrung von < 10 mg/l. Gleiche Probleme bereiten z.B. Pflanzenschutzmittel, vor allem über den Maisanbau für Biogasanlagen, Keime, Antibiotika und andere Wirkstoffe bzw. deren Isomere für Boden, Sicker- und Grundwasser. Hier sind besonders auf allen längere Zeit mit Gülle gedüngte Flächen Untersuchungen notwendig!

Auch in der Uckermark im Raum Angermünde-Schwedt enthielt im Mai 2007 jeder 5. Brunnen Nitratwerte über 100 mg/l. Die Spitzenwerte lagen zwischen 144-181 mg/l.

Im Sommer 1987 wurden infolge einer Eingabe bei der Umweltinspektion des Rates des Bezirkes Neubrandenburg im westlichen Bereich des SZM Haßleben 7 Pegel eingerichtet, deren Grundwasser vom Kuhzer Grenzbruch aus in Richtung Kuhzer See alle weit über 100 mg/l Nitrat aufwiesen (Daten illegal eingesehen, siehe **Anlage 10**).

Eine erneut fortschreitende Übersättigung der Wälder mit Stickstoffverbindungen führt auch dort zu weiteren Austrägen über Sickerwasser (siehe Literatur Nr. 62 und 68, vgl. Waldzustandsbericht 2009 der Länder Brandenburg und Berlin).

7. Nicht fachgerechtes Verhalten von Behörden

Das sind alles Fakten, die in der Wissenschaft seit langem bekannt sind. Sie werden bisher von den meisten Fachabteilungen der Verwaltungen im gesamten Haßlebener Verfahren völlig ignoriert, obwohl die damit verbundenen Probleme laufend schriftlich vorgetragen wurden.

Es wird und wurde beispielsweise akzeptiert oder behauptet, dass

- die bisher höchsten in Deutschland nachgewiesenen Altlasten nach 15 Jahren so gut wie verschwunden sind, das soll auch für die sehr hohen Phosphorwerte und gefundenen Schwermetalle gelten,
- über die fast flächendeckend gelegten Drainagen mit ihren Einläufen in die Gewässer dort kaum noch Nähr- und Schadstoffe ankommen können (UWB Uckermark Februar 2007, siehe „Stellungnahme zu den am 19.2.07 dem RA Peter Kremer“ ...vom 19.4.07),
- selbst die Waldvegetation im Umfeld von Tieranlagen noch unter Stickstoffdefizite leidet (siehe zwei Gutachten von Prof. Murach), obwohl es nicht nur vor Ort viele anders lautende Untersuchungsergebnisse en gros gibt (siehe „ZALF-Projekt“ und Literaturangaben auf S. 7).

Auf der gleichen Ebene bewegen sich die schon mehrfach beanstandeten Ausbreitungsberechnungen für Ammoniak. Danach sollen bei einem täglichen Ausstoß von mindestens 110 kg NH₃ an 365 Tagen nur noch 5-9 kg Stickstoff/ha/Jahr im 650-700 m entfernten Wald in den Hauptwindrichtungen niedergehen (siehe **Teil 1**).

Angesichts dieser überhaupt nicht plausiblen Depositionsdaten beruft sich z.B. die Abt. T3 (Dr. Kühne) am 2.2.10 formal auf die Vorgaben der TA-Luft. Man gewinnt den Eindruck, dass sich die Prüfung der Plausibilität nur auf die rechnerische Richtigkeit beschränkt, ohne fachliche Prüfung der Grundlagen. Dabei erhebt sich die Frage, ob die Genehmigungsbehörden die Angaben eines Investors auf ihre Kongruenz mit formal mehrdeutig auslegbaren bzw. sogar offensichtlich veralteten gesetzlichen Bestimmungen prüfen oder die tatsächlichen Auswirkungen sachgerecht an Hand neuer wissenschaftlich gesicherter Erkenntnisse beurteilen?

Es müsste genauer untersucht werden, wie sich die mindestens 40 t/a Ammoniak in der nahen und fernerer Umgebung der Anlage wirklich verteilen. Mit der bisher benutzten Formel von AUSTAL 2000G lässt sich die reale Ausbreitung nicht erfassen (siehe **Teil 1**, vgl. **Anlage 3**). Damit werden Sinn und Zweck der TA-Luft, schädliche Umwelteinwirkungen abzuwenden, nicht erfüllt. Schließlich handelt es sich nicht um eine kleine Viehanlage, sondern um eine sehr große, mit vielen Risiken behaftete Anlage mit fast 68.000 Tierplätzen. In ihrem Nahbereich (5km Radius) liegen 6 FFH-Gebiete sowie Gewässer, Moore und Wälder (siehe **Anlage 1**)!

Auch die mit Sicherheit sich verschärfende Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers und der Gewässer im Bereich der geplanten Haßlebener Schweineanlage ist während des Verfahrens trotz entsprechender Anträge und Einwendungen nur oberflächlich oder gar nicht behandelt worden (siehe u.a. Pries = Einwendung Nr. 4, Anträge vom 1.9.05, 2 x vom 9.11.05 etc.). Damit wird eindeutig gegen das Bundes-Bodengesetz § 2 verstoßen (Stichpunkte : Boden erfüllt natürliche Funktionen, auch zum Schutz des Grundwassers).

Das Genehmigungsverfahren hätte nicht eröffnet werden dürfen, weil schon in seinem Vorfeld 2003 die flächendeckenden hohen Belastungen nachgewiesen worden waren. Darauf machten damals öffentliche Institutionen aufmerksam. Während des Verfahrens stellte sich heraus, dass ein großer Teil der vom Investor eingereichten Unterlagen unvollständig, fehlerhaft oder falsch waren. Nach 11 Tagen musste die öffentliche Anhörung wegen unbrauchbarer Daten über die Gülleausbringungsflächen abgebrochen werden. Das Verfahren wurde aber nicht eingestellt! Erst 2 Jahre später reichte der Investor die neuen Unterlagen über die Ausbringung der Gärreste (Biogasgülle) ein. Auch sie waren anfechtbar. Nach der Reduzierung der Mastschweine um 17.600 werden nur noch zusammenhangslos Projektteile vom Investor vorgelegt. Die vielen Änderungen in den Details sind so öffentlich nicht mehr wahrzunehmen. Ungeachtet dessen und der vielen ungelösten Probleme erteilten einige Fachbereiche bereits Teilgenehmigungen (siehe **Anlage 1** = Schreiben an Frau Dr. Dähne vom 8.2.09 und 16.4.09).

Die Einstellung des Verfahrens bzw. ein völliger Neubeginn desselben mit vollständigen Unterlagen ist längst überfällig!

8. Erfahrungen mit dem Immissionsschutzverfahren Schweineanlage Haßleben

Die Errichtung großer Tierhaltungsanlagen ist gesetzlich nur möglich, weil man auf örtlichen Ebenen trickreich die notwendigen Umweltschutzanforderungen aushebelt, unter anderem durch

- Verringerung der Untersuchungsräume trotz Raumrelevanz, somit Vermeidung von ROV, statt dessen Beauftragung mit Maßgaben, die dann wie die Angabe der Entwässerungssysteme auf den zu begüllenden Flächen nicht eingehalten werden brauchen.
- Nichteinbeziehung der wesentlichen Emissionen und Sickerwasserausträge der Gülleausbringung und anderer Abproduktverwertungen in das Immissionsschutzverfahren, nicht einmal in der Umgebung der Anlage, Reduzierung der Abprodukte nur auf die Emissionen, die direkt aus der Anlage entweichen.
- Fast völlige Negierung der nachgewiesenen Vorbelastungen, selbst im unmittelbarem Umfeld
- Fehlende Untersuchungen an den Gewässern im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und zum Weg- / Zeitverhalten des Grundwasserabflusses im Bereich der Begüllungsflächen mit ihren Drainagen.
- Keine Aufstellung von Menge und Art der im Normalbetrieb eingesetzten Medikamente, Futtermittelzusätze, Schwermetalle, Desinfektionsmittel und Biozide, nicht oder fehlerhaft durchgeführte Untersuchungen auf den mit Sicherheit in dieser Hinsicht vorbelasteten Flächen, auch im Zusammenhang mit den nachgewiesenen Konzentrationen von Veterinärpharmaka, Schwermetallen und anderen Stoffen in der Biogasgülle (Gärresten).

Teil 2

Critical loads

Die Dynamik der Entwicklung in den mitteleuropäischen Landschaften wird erheblich und flächendeckend von überhöhten meist diffusen Nährstoffeinträgen bestimmt. Dadurch ergab sich die Notwendigkeit, wenigstens die noch einigermaßen intakten Ökosysteme durch die Festlegung von kritischen unteren und oberen Grenzwerten zu schützen. So wurde das Critical-Loads-Konzept entwickelt (CL). Es beruht einmal empirisch auf jahrelangen Erfahrungen und Beobachtungen, sowie z.T. relativ kurzen Felduntersuchungen, zum anderen auf einer einfachen Massenbilanz-Methode der Stoffein- und -austräge und legt langfristig orientierte ökologische Belastungsgrenzen fest (siehe **Anlage 9**).

9. Das CL-Konzept unter Waldbedingungen

Das CL-Konzept ist eine nach EU-Verordnung anerkannte Berechnungsmethode. Auf Unterschiede zur Erfassung der Dauerbelastbarkeit von forstlichen Standorten wurde bereits auf S. 10 und in der **Anlage 5** hingewiesen.

Seit 50 Jahren wird im nordostdeutschen Tiefland eine fast flächendeckende analysengestützte Kartierung von Humusformen durchgeführt, die den Fruchtbarkeitszustand kennzeichnen. Sie sind gleichzeitig Stickstoffstufen, ursächlich durch Bodenvegetationseinheiten charakterisiert. Die Differenzen zwischen der geologisch bedingten natürlichen Nährkraft von Standortsformen und den meist anthropogen beeinflussten Humusformen zeigen die jeweiligen Grade der Stickstoffsättigung an.

Es sind die Unterschiede zwischen Stamm- und Zustandsfruchtbarkeit. Nur auf ihrer Grundlage können die Fixierung des Stickstoffs in der Biomasse, seine Immobilisierung im Boden, sein Austrag durch Sickerwasser und Denitrifizierung langfristig eingeschätzt oder erfasst werden. Daraus ergeben sich dann die zukünftig noch zuträglichen N-Depositionen für Standort und Baumbestand (vgl. „Kritik des LAI-Berichts...“ vom 8.3.2008, Abschnitte 1.1 und 1.2).

Es geht hier um das Erhalten oder Wiederherstellen eines Gleichgewichtszustandes in einem Ökosystem, ohne dass die entstehenden Stoffausträge andere Ökosysteme schädigen! Dementsprechend ist ein immissionsbedingter und dem Klimawandel angepasster Waldbau zu betreiben.

Ist ein Standort oder ein Ökosystem bereits durch Einträge stickstoffgesättigt, findet bei weiterer Stickstoffzufuhr nur noch eine geringe Fixierung und Immobilisierung statt. Es wird das Gros des Stickstoffs ausgetragen. Humusabbau und Versauerung begleiten diese Vorgänge. Das gleiche gilt für nährstoffkräftige und –reiche Standorte unter Laubholzbestockung, die im Laufe der Jahrtausende anthropogen nur wenig geschädigt wurden und deshalb einen annähernd natürlichen ausgeglichenen Stickstoffhaushalt besitzen. Die Stickstoffverluste sind auf diesen Standorten sogar stärker als auf potentiell ärmeren Standorten unter Nadelholz, auch die neuzeitliche Versauerung ist offenkundiger. So ergaben 1996-1998 Untersuchungen des Säure-Basenzustandes auf 27 solcher Standorte unter Buchen- bzw. Eichenbestockung im Mineralboden zu 80 % deutliche Versauerungstendenzen von 1-2 Stufen (siehe erweitertes „ZALF-Projekt“ = Literatur Nr. 73, Einwendung Pries Nr. 3 (1. Teil) Anlage 1, vgl. **Anlage 5**). Auf solchen Böden kann bei zunehmender Versauerung unter Nadelholz z.B. die Humusform Moder (n5) auf Rohhumusartigen Moder (n4) absinken, was zu einer Anreicherung der Humus- bzw. Kohlenstoff- und Stickstoffvorrates im Auflagehumus führen würde (vgl. Teilbericht (Langfassung) zum EU-Forest-Focus-Projekt C-Haushalt BB5 Teil 4.4.3 Boden-ÖWK : Stand 7 / 2007, LFE Eberswalde). Vorstellbar wäre das auch unter Buchenbestockung. Eine solche Anreicherung ist jedoch sehr labil.

Unter Nadelholzbestockung, z.B. im Kiefernbaumholz, kann auf ursprünglich degradierten mäßig nährstoffhaltigen und besseren Standorten die Stickstoffbelastungsgrenze schon früher erreicht werden. Hier kommt es bei CN-Verhältnissen um 25, Humusform Rohhumusartiger Moder (Stickstoff- und Säure-Basenstufe 4), bereits zu optimalen Humusvorräten. Jeder weitere Stickstoffeintrag, verbunden mit einem immer enger werdenden CN-Verhältnis, führt zum Humusabbau und zur Netto-Stickstofffreisetzung mit Stickstoffverlusten im Oberboden. Ab der Humusform Moder ist mit einer Destabilisierung der Kiefernbestände zu rechnen (KONOPATZKY, A.(LAFOP) FREYER, C.(PIK) : Zum langjährigen Bodenzustandswandel in den Wäldern des Immissionsgebietes Dübener Heide, 1996).

Wie weit Humusabbau- und Stickstofffreisetzungprozesse nordöstlich, nordwestlich und südöstlich der alten SZM-Anlage Haßleben bereits 1996-1998 stattgefunden haben, zeigen die Anteile der Humusformen in 43 Kiefernbeständen (Literatur Nr. 73, „ZALF-Projekt“ etc.) :

Rohhumusartiger Moder 8 (19 %)	Moder 21 (49 %)	Mullartiger Moder 14 (32 %)
(n 4)	(n 5)	(n 6)

Es war schon damals bei 81 % der Aufnahmen die Stickstoffsättigung überschritten. Nur in den Räumen Poratz, Ringenwalde und Mahlendorf überwogen noch die optimalen Humusvorräte in 26 Kiefernbeständen :

Rohhumus 1 (4 %)	Rohhumusartiger Moder 17 (65 %)	Moder 8 (31 %)
(n 3)		

Die Auswirkungen der z.T. extremen Stickstoffeinträge werden sich in den Waldböden noch nach Jahrzehnten widerspiegeln. Daran ändert auch der vorübergehende Rückgang atmosphärischer Stickstoffniederschläge ab 1990 wenig, in den letzten Jahren stiegen sie wieder an.

Im großen geschlossenen Waldgebiet der nördlichen Schorfheide weisen die Bodenanalysen 1995 auf den mäßig nährstoffhaltigen Sandstandorten und schlechteren fast durchweg Rohhumusartigen Moder (n4) aus. Die Vegetation ist nachlaufend, sie entspricht noch dem normalen Rohhumus (n3). Es handelt sich um Standorte der Reviere Reiersdorf, Ringenwalde, Poratz, Gollin, Vietmannsdorf, Döllnkrug, Dusterlake und Wucker (vgl. Abschnitt 6, S. 13)

10. Zweckdienliche Definitionen des CL-Konzepts

In einem Schreiben an die UNB Uckermark wird von Herrn Kutschke, Sachverständiger für Immissionsschutz, am 23.2.09 dargelegt, dass die CL nur aussagt, dass unterhalb ihrer Werte nach dem bisherigen Wissen keine schädlichen Wirkungen nachweisbar sind. Es sei bekannt, dass selbst hohe lang anhaltende Überschreitungen nicht zu Störungen empfindlicher Ökosystemen führen müssen.

Eine solche Definition wird vordergründig im Zusammenhang mit dem Kuhzer Grenzbruch vorgetragen. Dieses vorbelastete, geschützte, jetzt überwiegend bewaldete Moor liegt direkt neben der geplanten Schweineanlage. Es hat angesichts der vielfältigen, sich potenzierenden landschaftsökologischen Schäden, die durch die Wiedereinrichtung der Schweineanlage auch in größeren Schutzgebieten entstehen werden, von seiner Flächengröße, Lage sowie seiner komplizierten Genese und Hydrologie zwar eine wichtige, aber keine hervorragende Bedeutung im Verfahren (siehe Teil 3). Sie wird überschätzt.

Für Wälder in unseren Breiten gibt die Berner Liste empirische CL von 10-20 kg N/ha/a an. Die der Massenbilanzmethode näher stehende Berechnung der Dauerbelastbarkeit geht für das Gros der nordostdeutschen Standortformen von zulässigen Einträgen um 10 kg N/ha/a aus. Die Hintergrundbelastung beträgt aber schon seit langem mindestens 30 kg N/ha/a (siehe **Anlage 4-6**, Abschnitte 4, 6 und 9). Diese fortwährende Überschreitung der Dauerbelastbarkeit in den Wäldern führte und führt dort mit Zeitverzögerung zu mannigfaltigen signifikanten Störungen und gravierenden Gefährdungen, auch bei anderen Landnutzungen (siehe u.a. Abschnitt 3.1.1, S. 6-7).

Bezeichnenderweise ließ Herr Kutschke bei seiner Definition den Begriff „langfristig“ weg (siehe **Anlage 9**)!

Teil 3

Kuhzer Grenzbruch (Kuhz'sches Grenzbruch)

11. Entwicklung seit Beginn des 19. Jahrhunderts

11.1 Forstliche Standortserkundung und Auswertung alter Karten

Laut forstlichem Wirtschaftsbuch war das Kuhzer Grenzbruch noch am 1.1.1979 als Nichtholzboden (NHB) 40 der Abteilung 5155 ausgeschieden. Das bedeutet, dass die sporadische und lockere meist strauchförmige Bestockung auf der vorherrschenden Freifläche auch in Zukunft nicht als nutzbar angesehen wurde. Deshalb erfasste man sie forsteinrichtungsmäßig nicht.

Im Jahr 1963 habe ich die 6,08 ha große Moorfläche, damals bereits NHB, als ziemlich armes sumpfiges Moor (Mz2) kartiert. Die Vegetation entsprach einem Sauerklee-Torfmoostyp des (Kiefern) Moorbirkenwaldes auf einem langfristig wasserreichen schwammsumpfigen Schwingried (siehe **Anlage 11**). Charakteristisch für diese heutige Formengruppe sind selten der Sauerklee, sondern mindestens 3 Pflanzen von der Artmächtigkeit + mit besseren Zeigerwerten z.B. Sumpfkrazdistel, Schilf, Straußgilbweiderich, Sumpffarn, Sumpflutauge, Hunds-Straußgras Fieberklee, Faden-, Wiesen- und

Schnabelsegge. Abgestorbene Kiefern im Stangenholzstadium sind derzeit noch stehend und liegend verstreut in den meist gleichstarken Birken zu finden

Am nördlichen Ende des Grenzbruches auf der Westseite wurde 1963 als Einsprengsel (eckige Klammer) ein mäßig nährstoffhaltiges sumpfiges Moor (Mm2) ausgeschieden, auf der östlichen Seite mehrfach kleinflächig höheres Grundwasser (Tropfen nach unten) vermerkt. Es entsprach einer Braunmoos-Seggenried-Formengruppe und charakterisieren die Wasseraustrittsstellen aus der Endmoräne. Diese sind als zeitweilige Wasserflächen noch auf den Luftbildern von 1960, 1967, 1981 und 1987 zu erkennen (siehe **Anlage 12** (1960) und Geolook-Gutachten 29.9.04).

Im Jahr 1977 / 78 baute man eine verrohrte Trasse durch den Wald, um das für den Betrieb der Schweineanlage notwendige Wasser aus der Beenzer Grundmoräne zu holen und einen Teil der Gülle in das Auffangbecken der „Kleinen Heide“ zu transportieren. Dabei wurde ein großer Teil der Mm2-Fläche von der Trasse und von Bauschuttablagerungen begraben. Das Grenzmoor war schon 1963 von dem aus Nordwesten z.T. am Acker entlang führenden Weg begrenzt (siehe **Anlage 8**).

Einen dichten Gehölzbestand, wie er von der Firma Geolook aus dem Luftbild von 1967 herausgelesen wurde, hat es 1960 und 1963, also auch kurz danach nicht gegeben ! So konnte er auch nicht periodisch absterben. Schließlich fand ein langsamer, aber stetiger Durchfluss in Richtung Kuhzer See statt. Deshalb kam es auch nicht zu dem Schwingriede bedrohenden Wasserstau wie in abflusslosen Kesselmooren. Selbst 1977 / 78 dominierten die noch sehr locker mit Sträuchern bedeckte Freiflächen Forsteinrichtungsmäßig wurde alles erneut als NHB ausgewiesen.

Nicht erfasst wurde in diesen Jahren das so genannte Erlenbruch. Es ist aus einem Erlen-Birkenbruch hervorgegangen, wie die meist abgestorbenen Birken zeigen, und liegt auf der Westseite des Kuhzer Grenzbruches, etwa begrenzt durch den nicht mehr existierenden Graben.

Nach einer im Jahr 1827 von Rohlwes angefertigten und im Jahr 1856 durch den königlichen Vermessungsrevisor Schulz vervollständigten Karte der bäuerlichen Grundstücke zu Kuhz ist das Grenzbruch mit seiner südlichen Hälfte als Grenzsee eingezeichnet. Er gehört wie auch das nördlich anschließende Moor z.T. zur Gemarkung Kuhz, z.T. zur Gemarkung Haßleben und existiert noch 1883 / 84 im Messtischblatt, ebenfalls in dessen Ausgabe von 1932 (siehe **Anlage 8** = Naturraum-Mosaik **und 12** = MTB 2748, Übersichtskarte der Oberförstereien Milmersdorf und Birkenhain, Karte von 1856). Die aufgeführten Karten zeigen auch die vielen vermoorten Flächen, die schon damals in Richtung Kuhzer See entwässerten, so das Krumme Bruch mit späterem Teich und das Kirchenkamps-Bruch mit dem Graben in das Moorbruch.

Das Kirchenkamps-Bruch stand noch um 1960 im Frühjahr ziemlich regelmäßig unter Wasser. Es wurde 1976 / 77 drainiert und z.T. übersandet, 2 Drainageschächte sind sichtbar, heute wächst Getreide darauf (siehe **Anlage 1 und 10**, 8.2.09 und 28.5.09, „Kritik des LAI-Berichts“ vom 8.3.2008 Anlage 4.5 = Einzugsgebiete und Drainageeinläufe des Kuhzer Sees).

Die heute etwa 3 ha große Ried- und Röhrichtfläche im Süden des Grenzbruches gehörte nicht zum forstlichen NHB und bestand in nassen Jahren bis Anfang der 90ziger Jahre aus einem Flachsee. Der NHB war von einem Graben durchzogen (siehe **Anlagen 8 und 10**), wahrscheinlich in Anlehnung an die Gemarkungsgrenze Kuhz / Haßleben. Offensichtlich hat man versucht, das Moor als Streuwiese zu nutzen und das im Grenzbereich zu den Lehmmosaiken aus der Eisrandlage konzentriert abfließende Wasser in der Mitte zu regulieren, um die Fläche betretbar zu machen. Das misslang. In nassen Jahren rann das Wasser weiter vor allem am östlichen Rand nach Süden.

Das Schwingried hob und senkte sich mehr oder weniger in Abhängigkeit vom umgebenden Wasserstand. Das schloss nicht aus, dass seine Ränder zeitweilig überschwemmt wurden.

Auf einigen neueren Karten ist das Grenzbruch noch heute als Gewässer mit Moorzeichen eingetragen. Die geringe Muddenunterlagerung der grobdispersen Torfschichten spricht jedoch gegen ein typisches Verlandungsmoor (siehe Geolook-Gutachten 29.9.04).

Dass in nassen Jahren die Erhöhung seines Wasserstandes mit der des Kuhzer Sees korrelierte und dieses Wasser dann westlich und südlich in diesen See hineindrückte, wurde bereits in den **Anlagen 8 und 10** dargestellt (28.5.2009 S. 4 und 25.1.1987).

11.2 Komplexmelioration und Aufbau des SZM Haßleben

Im Jahr 1976 / 77 begannen die Arbeiten am SZM Haßleben. Zur Vorbereitung einer möglichst problemlosen Ausbringung der Fugatgülle (Zentrifugierte Gülle meist mit Seewasser gemischt über Regner ausgebracht) wurden Kuppen planiert, Senken verfüllt und versucht, die wasser- und moorgefüllten Mulden und Sölle in Richtung Kuhzer See zu entwässern. Dadurch glaubte man, den Wasserstand des Gewässers zur zusätzlichen Gewinnung von Brauchwasser anheben zu können. Nachdem sich außerdem herausstellte, dass die fast ständige Beregnung den Einsatz schwerer Technik erschwerte, drainierte man grundsätzlich sämtliche Flächen der stationären Gülleausbringung (siehe **Anlage 1**, 8.2.09).

Selbst wenn heute ein Teil der Drainagen verstopft sein sollten, findet der Wasserabfluss auch am Rand der Drainagen statt, nur langsamer.

Durch die ehemalige Seefläche wurde damals eine flache Bodenwelle geschoben (siehe Korrektur der **Anlage 8**). Trotzdem stand diese Fläche noch im Mai 1981 und 1987 überwiegend unter Wasser, ebenso wie Teile im Norden des Grenzbruches (siehe GEOLOOK : Gutachten Grenzbruch 29.9.04, Luftbildinterpretation). Erst ab 1992 verschwanden nach und nach die frühjährlichen offenen Wasserflächen. Am östlichen Rand wurden sie von Weiden überwachsen.

In den Jahren 1985 / 87 trennte man das nördliche Drittel des Grenzbruches durch einen Damm ab, um diesen Teil als Deponie für Braunkohlenasche zu benutzen. Die Auseinandersetzung darüber wurde Anfang 1987 geführt (siehe **Anlage 10**). In diesem Zusammenhang hatte ich auch die Höchstbelastung der direkt an die Schweineanlage angrenzenden Flächen kritisiert. Hier wurde auf dem Hauptteil der ehemaligen B4, heute als Versickerungsbecken mit Pflanzenkläranlage vorgesehen, zusätzlich Gülleschlamm und Rohgülle ausgebracht (siehe „Kritik des LAI-Berichts“ vom 8.3.2008, Anlagen 4, 7, 9 und 13, **Anlage 10**, 28.5.09, S. 2-6, „Kritik der Ende Juli 2008...“ vom 12.9.08, S. 2-4, Schreiben an Frau Dr. Dähne vom 9.3.09, Abschnitt 6).

Nördlich des Dammes, der auf seinen beiden Seiten das Moor jeweils in etwa 20 m Breite hoch drückte und so zusätzlich den Durchfluss nach Süden behindert, endet ein großes so genanntes Havarierrohr der Schweineanlage. Seine Betriebsleitung versicherte schon damals, dass es außer Betrieb wäre, obwohl zeitweilig Abwässer austraten. Hier tritt nach Regenfällen noch heute ständig Wasser aus. Südlich des Dammes existiert ein Drainageschacht, der ebenfalls mit einem Rohr in das Grenzbruch entwässert (siehe Anlage 13, Pkt. 3). Alle liegen in gebaggerten Schluchten auf der Ostseite des Grenzbruches

In völliger Verkennung der 1976 / 77 durchgeführten Melioration und ihrer damit veränderten Einzugs- und Abflussmöglichkeiten will der Investor als Alibimaßnahme zwei am Grenzbruch anschließende Flurstücke stilllegen (siehe **Anlage 12**). Sie gehören ebenfalls zur höchstbelasteten B4. Es wird vorgerechnet, wie viel Dünger dann von diesen Flächen nicht mehr ins Grenzbruch gelangen kann. Solche Überlegungen über Nährstoffverluste bei der Düngung durch Versickerung und Emissionen, von den witterungs- und technisch bedingten ganz abgesehen, werden bisher im Verfahren von Seiten des Investors und den Behörden nicht angestellt. Auf etwa 7.500 ha Ausbringungsflächen tut man so, als würden fast alle Nährstoffe der Biogasgülle von den Pflanzen aufgenommen. Als ausreichend gelten bei

ihrer Ausbringung Abstände bis 20 m zu Wäldern, Gewässern und schutzwürdigen Biotopen bzw. Gebieten. Einige kartenmäßig so gekennzeichnete Biotope, z.B. bei Wichmannsdorf existieren nicht mehr. Sie sind bereits in Acker umgewandelt worden. Eine Überprüfung solcher Irreführungen auf allen vorgesehenen Gülleausbringungsflächen erfolgte bisher nicht! Wir wissen ohnehin z.Z. nicht mehr, auf welchen Flächen Gülle ausgebracht werden soll und wo nicht ! Ein völlig neues Verfahren ist auch deshalb längst überfällig !

Mit dieser Problematik wurde sich ausführlich u.a. in der „Kritik des LAI-Berichts...“ vom 8.3.08, Abschnitte 1.5, 3.1-3.3, 3.6, Anlagen 1, 2, 4, 7, 9, 11, **Anlage 1** = 8.8.07, 1.12.07, 8.2.09, **Anlage 10** = 28.5.09, Schreiben an Frau Dr. Dähne vom 9.3.09, Abschnitt 6 auseinandergesetzt.

Auf der Westseite des Grenzbruches sind z.Z. auch die schon 1856 dargestellten Hangpartien stillgelegt (siehe **Anlage 12**). Soweit sie ohne den davor liegenden Wald direkt an das Bruch angrenzen, ist nicht klar, ob sie über Drainagen überhaupt dort hinein entwässern. Der in der Mitte des Schwingriedes entstandene Erlensumpf spricht dafür (siehe Abschnitte 12 und 13).

Auf dem Plateau des Flurstückes 43 wird teilweise noch Getreide angebaut, teilweise liegt es brach. Es entwässert drainagemäßig in Richtung Beenzer Weg (KAP-Straße) bzw. Krummes Bruch und somit in den Kuhzer See (siehe **Anlage 8** = Topographische Karte mit „Pfeilen der Fließrichtungen“ und **Anlage 12**). So verringert sich in diesem sandigen Standortsmosaik das westliche Einzugsgebiet des Grenzbruches auf den Ackerflächen erheblich. Auf seiner östlichen Seite gelangt auf dem Wasserpfad ohnehin das Gros der Schad- und Nährstoffe über Drainagen und Rohr-Rigole, auch direkt aus der Schweineanlage, ins Grenzbruch, die hohen Depositionen infolge der Anlagennähe nicht eingerechnet (siehe Anlage 13, Pkt. 3 und 4 sowie Abschnitt 2 = Kalkulationsergebnisse).

Fällt die Abluftanlage nur 1 Tag im Jahr aus, sie soll lt. Projekt 75 % der Ammoniakemissionen zurückhalten, entweichen an diesem Tag $4 \times 109 \text{ kg} = 436 \text{ kg}$ bzw. $4 \times 157 \text{ kg} = 628 \text{ kg}$ Ammoniak in die Umwelt (siehe Abschnitt 2). Bei S- und SE-Winden und einem „Regentag“ wird sich ein großer Teil der Ammoniakemissionen im angrenzenden bewaldeten Grenzbruch niederschlagen. Die Größe und Nähe der geplanten Schweineanlage bedrohen also weiter das vorgeschädigte geschützte Moor.

12. Vorgeschlagene Maßnahmen bzw. Maßgaben zur Erhaltung des Moores

Zu den von Dr. Landgraf LUA am 30.06.2008 gemachten Vorschlägen sind neben den bereits von mir geschilderten Sachlagen einige Anmerkungen erforderlich. Sie sind besonders notwendig, da die UNB Uckermark diese problematischen, aber diskutierbaren Anregungen einfach als Maßgaben bzw. Auflagen für die Genehmigung der Anlage deklarierte. Das ist angesichts der Tatbestände nicht hinnehmbar.

Fest steht, dass das vorbelastete Grenzbruch durch jede weitere Nährstoffzufuhr gefährdet wird, weil nachlassende Niederschläge außerhalb der Vegetationszeit die Wasserzufuhr aus der Endmoräne erheblich vermindern und so immer weniger Wasser in Richtung Kuhzer See fließt. Verschärfend wirkt, dass die zunehmenden Niederschläge während der Vegetationsperiode infolge der Eutrophierung in den Kiefernbeständen durch die sich ausbreitende Bodenvegetation und den sich erhöhenden Laubholzunterstand größtenteils verbraucht werden. Das gilt auch für die östlich und westlich angrenzenden forstlichen Unterabteilungen a^3 , a^4 , a^9 und a^{10} , wo schon 1978 / 79 mit Ausnahme der Windverhagerungsflächen (Humusform : rohhumusartiger Moder) die Humusform Moder dominiert (vgl. Abschnitt 9, S. 16 / 17, siehe **Anlage 8**).

Es existieren also schon Mischwälder. Eine Umwandlung als ausgleichende Maßnahme in einen geschlossenen Buchenbestand, der u.a. die Bodenvegetation unterdrückt und daher mehr Wasser

versickern lässt, ist schon von seiner Entstehungsdauer her wirkungslos, wenn die Schweineanlage mit ihren hohen Emissionen in Betrieb gehen sollte.

Er würde später zwar mehr, aber durch Depositionen belastetes Wasser in das Moor bringen. Ähnliches wird planmäßig durch Versickerung über die Rohr-Rigole geschehen (siehe **Anlage 13**, Pkt. 3).

Die vorgeschlagene Pufferzone aus Laubhölzern an der Hangoberkante hat den gleichen Effekt, da Wald bekanntlich wesentlich mehr Schad- und Nährstoffe aus der Luft herausfiltert als offene Landflächen (siehe Abschnitt 3 und Anlage 13, Pkt. 6). Außerdem wirkt sich das Verschwinden des Waldes in unmittelbarer Nähe eines Moores fast immer positiv auf seine Wasserzufuhr aus, wie das zunehmende Moorbewuchs während der deutschen Kolonisation und neue Moorbildungen auf Truppenübungsplätzen belegen.

Es ist angesichts der Nähe der Anlage zum Grenzbruch und der hohen Depositionen egal, ob im direkten Umfeld Laubholz oder Nadelholz wächst !

Aus den gleichen Gründen bleibt es ziemlich wirkungslos, wenn bei laufendem Betrieb der 68.000-Schweineanlage 200 m um das Moor herum die Ackerflächen entweder stillgelegt oder extensiv ohne Mineraldünger bzw. als Grünland bewirtschaftet werden. Von der UNB Uckermark hätte man zuerst erwarten müssen, dass sie die Beseitigung der Drainagen und Rohre, die direkt im Grenzbruch enden, fordert (siehe u.a. **Anlage 13** Pkt. 3 und 4). Aber nichts dergleichen geschah. Stattdessen wird als Nebenbestimmung der Genehmigung verlangt, die Hochstaudenfluren und Brachflächen im Moor 1-2 x jährlich zu mähen, eine völlig nutzlose Arbeit z.B. auf der großen Brennesselfur im Südteil des Grenzbruches (siehe Vegetationsaufnahme H1 und Abschnitt 2).

Dass die Ammoniakemissionen direkt aus der Anlage auch bei angeblicher 75 % Zurückhaltung unvermeidbar hoch bleiben, wurde u.a. in den Abschnitten 2 und 3 dargelegt.

Das im nördlichen Teil der Anlage anfallende Regenwasser soll lt. Projekt ungereinigt in Rohr-Rigolen versickern. Die Auflage der UNB-Uckermark, als Versuch es gereinigt im Nordosten des Grenzbruches einzuleiten und im Falle einer Nichteutrophierung diese Einleitung auf die Moorfläche südlich des Dammes auszudehnen, missachtet die tatsächlichen Zustände im Grenzbruch. Das Moor nördlich des Dammes ist bereits eutrophiert. So ist der Schwingmoorcharakter weitgehend verloren gegangen, Torfmoose sind nur noch als Reste vorhanden und ganze Abschnitte bestehen über die Mitte hinaus aus Weidengebüsch (siehe **Anlage 14**, Vegetationsaufnahmen H6-H9).

Welche Folgen eine Wassereinleitung im Bereich der noch bestehenden Schwingriede hat, wird in **Anlage 13**, Pkt. 4 behandelt. Von den Rändern her vermindert sich die Breite der Schwingriede. Das kann man gut im Umfeld des Drainageschachtes südlich des Dammes beobachten (siehe wie vor, Pkt. 3 und 4).

Es wird völlig ignoriert, dass die das Grenzbruch umgebenden Ackerflächen 1992 / 93 zu den Höchstlastflächen zählten. In den 10 Jahren bis 1991 betrug z.B. die dokumentierte Überdüngung mit Stickstoff jährlich 510-520 kg/ha, mit Phosphor 130-140 kg/ha. Es fand und findet auch nach der Stilllegung der Schweineanlage 1991 über Winderosion, Substratwasser, verstärkt durch Drainagen ein eutrophierender Nährstoffeintrag statt. Das zeigen auch die höheren Phosphorgehalte in den oberen Torfen (0 - 5 cm) und auf den schwammsumpfigen Schwingrieden. Ähnlich verhält es sich mit dem höheren Stickstoffgehalt in den untersten beprobten Torfschichten (5-20 cm), die direkt Kontakt mit dem Moorwasser haben. In diesem schwankt der Gesamtphosphorgehalt in den Birkenschwingrieden bis zum Erlenbruchsumpf zwischen 0,7 bis 2,1 mg/l. poly- bis hypertrophe Gewässer weisen Werte von 0,1-0,2 mg/l auf ! Auch die vorhandenen Ammoniakkonzentrationen entsprechen diesen Trophiestufen (siehe GEOLOOK : Ergänzungsgutachten Grenzbruch , 8.12.06). Wenn auch diese Werte am derzeitigen

Status des Moores nichts ändern, zeigen sie doch, welche Nährstoffpotentiale bei hoher Wasserzufuhr und Überschwemmungen eutrophierend freigesetzt werden können ! Schließlich kann es bereits bei 0,05 mg/l Orthophosphat zu einer andauernden Massenentwicklung von Phytoplankton kommen (siehe „Kritik des LAI-Berichts...“ vom 8.3.08 Anlage 8).

Die Entfernung der Gehölze, früher auf Moosmooren eine meist erfolgreiche Renaturierungsmaßnahme, ist durch den Klimawandel problematisch geworden (siehe **Anlage 11**). Vor allem Birken reagieren in trockenen Jahren auf die Entnahme des Oberbestandes mit flächendeckender Wurzelbrut und Stockausschlägen. Deren Verdunstungsmenge übersteigt dann überwiegend die der entfernten Gehölze.

Das Abholzen der Kiefer auf Torfmoosmooren ist dagegen weiter zu empfehlen. Torfmoore bilden bei starker Sonneneinstrahlung tote Zellschichten aus, die die darunter liegenden Zellen schützen und so das Milieu „schwammsumpfig“ erhalten (Mitteilung Dr. Jeschke-Greifswald).

Im Grenzbruch sollte deshalb versucht werden, die dichten Birkenstangenhölzer über den Torfmoosen sehr vorsichtig und differenziert zu lichten. Auf diese Weise könnte man den Wasserstand auf den Schwingrieden stabilisieren, vorausgesetzt, es findet durch die Nichtgenehmigung der Schweineanlage keine neue Nährstoffzufuhr über Luft, Boden bzw. Drainagen statt. Eine solche würde, trotz einiger Depressionsphasen, das Wachstum der vorhandenen Birken erhöhen und ihre Verjüngung wieder fördern, also für weiteren Wasserentzug sorgen.

Schließlich begünstigt ein erneut hoher Nährstoffeintrag zuerst das flächendeckende Ankommen von Birken, dann mit Erle und Weide den Wandel in eine anspruchsvollere Bodenvegetation mit größerer Phytomasse. Damit geht nach und nach der aufschwimmende schwammsumpfige Charakter der schutzwürdigen ziemlich armen Schwingriede verloren. Sie sacken auf das jeweilige Grundwasserniveau ab. Das Moor wächst mehr oder weniger langsam, in Abhängigkeit von Zuzugswasser, aus dem Grundwasserbereich heraus. Die nährstoffkräftige Vegetation dominiert, die Schwingriede verschwinden. Diese Prozesse sind im Grenzbruch in allen Phasen zu beobachten (siehe Anlage 14, Vegetationsaufnahmen H2-H4, H5! H6-H8, z.T. H9). Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass ziemlich gleichmäßig verteilt Eichensämlinge auf den Schwingrieden, vereinzelt sogar die von Buchen und Ebereschen zu finden sind. Die ursprünglich vorhandenen Kiefern starben aber fast alle ab.

Somit ist klar, dass bei anhaltenden hohen Stickstoff- bzw. Nährstoffdepositionen eine künstliche Wasserzufuhr die Vernichtung der Schwingriede nicht verhindern kann, auch wenn es kurzzeitig so scheint.

13. Vegetationsaufnahmen, Probleme der Analyseergebnisse

In der Mitte des südlichen Teils der Schwingriede liegt auf der Westseite ein so genanntes Erlenbruch mit meist abgestorbenen Birken, dessen Vegetation noch Elemente des früheren Schwingrieds aufweist (siehe Vegetationsaufnahme H5 sowie Abschnitte 11.1 und 12 letzter Teil). Es steht überwiegend fast ganzjährig unter Wasser. Dabei ist ungeklärt, ob es sich um einen natürlichen Quelleinfluss oder um nicht mehr auffindbare Drainageeinläufe aus den langen Hangpartien des z.T. stillgelegten Flurstückes 43 handelt (siehe **Anlage 12 und 13** Pkt. 3, sowie Abschnitt 11.2 S.3). Ob diese nasse und eutrophierte Moorfläche 1963 und 1977 / 78 von mir bei der Kartierung übersehen oder von der Kartographie einfach weggelassen wurde, ist ebenfalls nicht klar.

Der gehölzfreie Südteil des Grenzbruches, ca. 250 m vom tierbesetzten Modul der Schweineanlage entfernt gelegen, ist völlig eutrophiert und z.T. durch Planierungsarbeiten verändert. Er war

ursprünglich ein See, später ein Schilfröhricht und ein Seggenried. Heute dominiert die Brennessel (siehe Vegetationsaufnahme H1 und Abschnitt 11.2). Nur ein sehr kleines Wasserloch existiert noch.

Da bei der Jahresringauswertung von 4 Birken im Gutachten Grenzbruch (29.9.04) von GEOLOOK der falsche Eindruck entstand, es handle sich um unterschiedlich alte Baumbestände, wurden bei den Vegetationsaufnahmen H2-H5 jeweils 10-20 Stämme in Brusthöhe (1,3 m) gekloppt. Auf allen Schwingrieden existiert die gleiche Mischung schwacher und starker Birkenstangenhölzer, nur im Birken- Erlensumpf sind die Durchmesser stärker. Da die Höhenunterschiede der einzelnen Bäume horizontal nicht gravierend sind, sind die Baumschichten 1 und 2 bei den Aufnahmen zusammengefasst worden. Ihre Geschlossenheit ist offensichtlich erst in den 80ziger Jahren entstanden (siehe **Anlage 13**, Pkt.5).

Bei den im Anhang des Ergänzungsgutachtens aufgeführten Analyseergebnissen auf der Basis von Vegetationseinheiten fällt auf, dass die z.B. in den Transekten 1 und 3 in mg/kg angegebenen Stickstoffwerte äußerst gering ausfallen. Die Relationen zwischen den unterschiedlichen Entnahmestellen und -tiefen bleiben aber wahrscheinlich gewahrt.

Rechnet man beispielsweise 315 mg/kg Gesamt-Stickstoff (siehe Transekt 1, Zeile 7, Vegetation etc. durch Kopie nicht lesbar) in Gramm (g) um, so sind es 0,315 g/kg. Bezieht man diese Menge auf 100 g, das ist die in der Boden- und Standortkunde übliche Vergleichsmenge für Gesamtgehalt von C, N, P, K, Mg, Ca und Na, sind es nur noch 0,0315 g. Dem stehen nach den mir beruflich vorliegenden Analysen im organischen Auflagehumus Werte von 0,35 bis 1,2 g Stickstoff/100g entgegen, vergleichsweise nach niedersächsischer Methode 0,25-1,2 g/100g.

Je ärmer und saurer die Böden und ihr damit verbundener Auflagehumus ist, desto mehr Stickstoff kann erst einmal aufgenommen werden (siehe Abschnitt 9= CL unter Waldbedingungen). Trotzdem ist ihre Stickstoffsättigung bereits fast überall erreicht bzw. überschritten.

Selbst in den oberen 15 cm des Mineralbodens sind noch 0,03 bis 0,18 g Stickstoff/100g vorhanden. Dessen unterste Werte findet man nur in den Rankern und den Auswaschungshorizonten der Podsole. Sie entsprechen denen, die jetzt für die oberen 20 cm des Grenzbruches angegeben werden.

In der „Landschaftsökologischen Moorkunde, 2. Auflage von SUCCOW / JOOSTEN 2001“ wird für solche Torfmoosmoore ein Gesamtstickstoffgehalt von 0,5-1,0 g/100g genannt. Es besteht also Klärungsbedarf !

Anlagen zu den

„Stellungnahmen zu der Höhe und den Auswirkungen von Depositionen der geplanten Schweineanlage Haßleben (Stand Juni 2010)“.

Die Anlagen sind nur stichpunktartig mit Datum aufgeführt.

Anlage 1 Kurzfassung der Kritik des LAI-Berichts (26.05.08)

Stellungnahme zur Fortsetzung des Erörterungstermins (8.08.07)

Betrifft Haßleben : Emissionen, Schutzgebiete, Wälder (1.12.07)

Screening-Berechnungen nach neuen Tierplätzen (4.09.08)

Schreiben an Frau Dr. Dähne (8.02.09)

Schreiben an Frau Dr. Dähne (16.04.09)

Anmerkungen zu den Ausbreitungsberechnungen für Ammoniak (22.06.09)

- Anlage 2 Standortsformen, Klimaformen, Makroklimaeigenschaften (1999)
- Anlage 3 Immissionsprognose für den Planzustand der Schweinehaltungsanlage Haßleben (1999)
- Anlage 4 Schreiben Peter Kremer an Frau Dr. Dähne (29.01.08)
Hintergrundbelastungen für die N-Depositionen, Vergleich mit Critical Loads (30.10.09)
Stickstoff-Überschuss in der Landwirtschaft Deutschlands (29.06.06)
- Anlage 5 Über Verfahren der Waldverträglichkeitsprüfung bei Stickstoffeintrag (April 2005)
Fremdstoffbedingter Standortswandel aus periodischer Kartierung (01.10.1991)
- Anlage 6 Veränderungen von Artenspektren (1986)
- Anlage 7 Stickstoff-ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht (2./3.05.02)
Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft (2005)
Einfluss atmosphärischer N-Einträge auf die Entwicklung der Moore (14./15.09.06)
- Anlage 8 Forstliche Standortskarten (1980)
Naturraummosaik (1990)
Topographische Karte 1 : 25.000 (1981)
Topographische Karten 1 : 10.000 (Dez. 03)
- Anlage 9 Entwicklung eines Modells zur Einführung von empirischen Critical Loads (2006)
Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge (29.03.06)
Vollzugshilfe zur Ermittlung erheblicher und irrelevanter Stoffeinträge (Nov. 05)
- Anlage 10 Eingabe wegen einer Aschedeponie am VEB SZM Haßleben (25.01.1987)
Stellungnahme des Landesbüro Naturschutzverbände zum wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren (28.05.09)
Einstufung und Beurteilung Kuhz`sche Grenzbruch (06.04.09)
Einwendung Nr. 7 (Umweltauswirkungen Grenzbruch), Ergänzung (26.01.09)
- Anlage 11 Zur Erfassung der noch lebenden Waldmoore (1988)
Zur Bedeutung und Nutzung von Moorstandorten (1988)
- Anlage 12 MTB 2748 (1932)
Übersichtskarte Oberförsterei Birkenhain (1978)
Karten von 1856
Karte der Stilllegungsflächen (2009)
Wirtschaftskarte (Stand 1.1.1979)
Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung (1978 / 79)
Luftbilder 1960
- Anlage 13 Stellungnahme zur Leistungsbeschreibung des Gutachtens „Beurteilung der betriebsbedingten Auswirkungen auf das Moor „Kuhz`ches Grenzbruch“ (3.6.10)

Anlage 14 Karte der Vegetationsaufnahmen Mai / Juni 2010
Vegetationsaufnahmen H1 bis H9

Templin, den 05.07.2010

Ernst Pries