

Wasserschutz und Ökologischer Landbau

*Dr. H. Kolbe, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Pflanzliche Erzeugung, Gustav-Kühn-Straße 8, D-04159 Leipzig;
E-mail: Hartmut.Kolbe@leipzig.lfl.smul.sachsen.de*

Abfassung eines Vortrages gehalten auf dem 29. SIGÖL-Fortbildungskurs am 04.03.2004 in Bad Dübén

Einleitung

Stickstoff ist eines der wichtigsten Elemente in Boden, Pflanze, Tier und Mensch. Als Bauelement und Nährstoff hat er vielfältige Funktionen bei den Bodenlebewesen und im Humus, sowie im Eiweiß von Mensch und Tier. Die Dynamik an Umsetzungen ist von sehr komplexer Natur (siehe Abb. 1). Neben den gebundenen Formen z.B. im Eiweiß aller Lebewesen oder im Humus des Bodens kommen auch leichter verfügbare Formen in der Umwelt vor: das Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) und die flüchtige Form Ammoniak ($\text{NH}_3\text{-N}$), das sehr leicht im Wasser bewegliche Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$), die sog. $\text{NO}_x\text{-N}$ -Verbindungen und der Luft-Stickstoff ($\text{N}_2\text{-N}$).

Auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, aber auch im geringeren Ausmaß auf mehr oder weniger „unberührten“ Flächen, kann eine Zufuhr an Stickstoff durch Düngungsmaßnahmen, durch die Luft-N-bindenden Leguminosen und absterbende Pflanzenteile oder auch über die Niederschläge und andere Formen der Luft-Deposition erfolgen. Über abbauende und dann wieder aufbauende Prozesse im Boden erfolgt ein neuer Aufwuchs, der dann z.B. in Form der Ernte wieder von der Fläche entfernt werden kann. Durch diese Vorgänge wird im gewissen Sinne ein Nährstoffkreislauf aufrecht erhalten, der allerdings nur selten als mehr oder weniger geschlossen angesehen werden kann.

Bestimmte Äquivalente der im System kreisenden Nährstoffmenge treten daher in Abhängigkeit von den vorherrschenden Umgebungsbedingungen als Verlustgrößen auf. Hierzu zählen z.B. Verluste durch die Ernte-Abfahren, die deutlich höher sein können als die Zufuhren. Es treten gasförmige Verluste durch $\text{NH}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_x\text{-N}$ auf, die wiederum an anderen Orten wieder eingetragen werden können. Durch den Vorgang der Erosion können oberflächlich Abschwemmungen und über den Boden können Verluste durch Verlagerung und Auswaschung in Form des $\text{NO}_3\text{-N}$ auftreten. Hierdurch gelangt der Stickstoff in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser, welches über die Wassergewinnungsanlagen schließlich für

die menschliche Versorgung genutzt werden kann. Nitrat ist im Grundwasser als Schadstoff anzusehen, Belastungen von über 50 mg/l sind für den menschlichen Konsum nicht mehr zulässig.

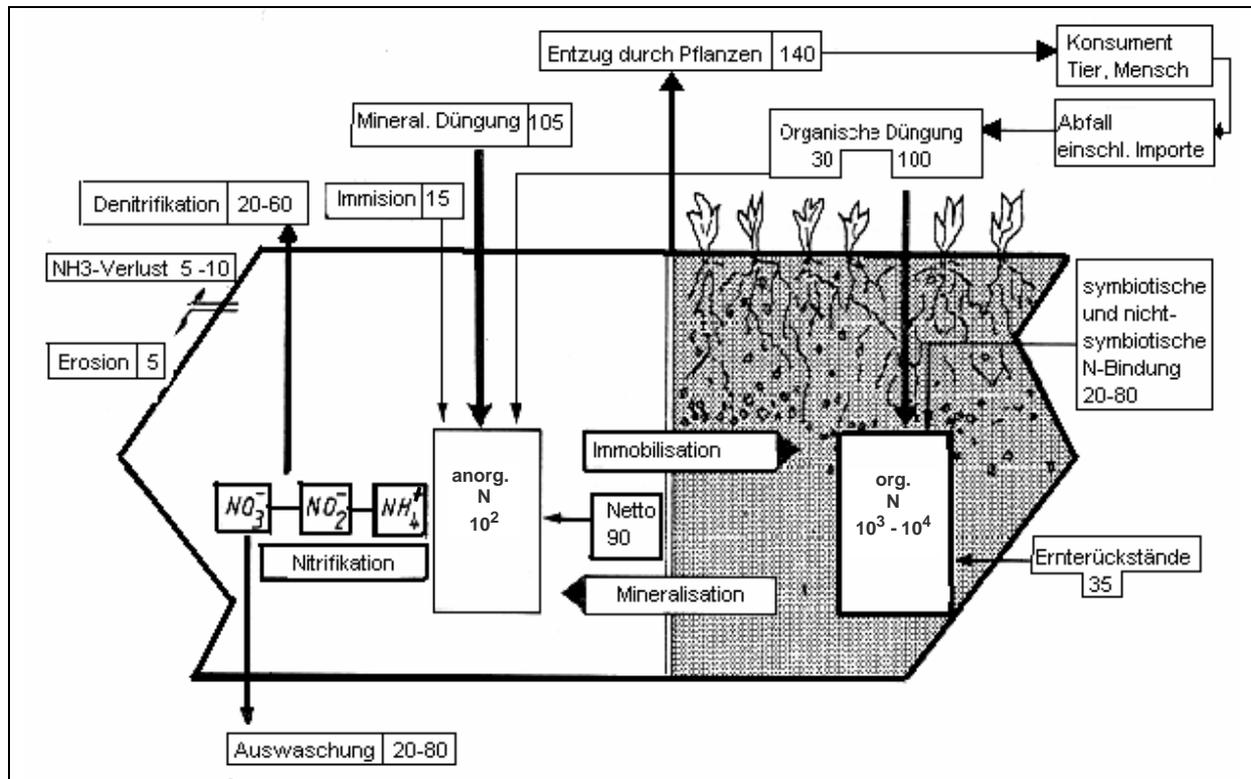


Abbildung 1: Modell der N-Dynamik im System Boden-Pflanze (Zahlenangaben in kg/ha, nach SOLANSKY, 1982)

Durch die Intensivierung der Landwirtschaft sind auch Pflanzennährstoffe, insbesondere erhebliche zusätzliche Mengen an Stickstoff durch Düngung auf die Felder ausgebracht worden, so dass neben den deutlichen Ertragssteigerungen auch ein Anstieg der Nährstoffverluste zu verzeichnen war. So ist heute eindeutig geklärt, dass die Landwirtschaft zu einem erheblichen Anteil an den Umweltverschmutzungen von Oberflächengewässer, Grundwasser und der Luft beteiligt ist. Daher sind verstärkt Bestrebungen im Gange, durch Umstellung und Verbesserung von Anbau- und Düngungsmaßnahmen eine deutliche Abnahme der Verluste zu erreichen. Hierzu werden Verfahren und Instrumente benötigt, womit der Erfolg derartiger Maßnahmen beschrieben, nachgewiesen und ggf. auch kontrolliert werden kann.

Formen der Nährstoffbilanzierung

Ein solches Instrument ist z.B. durch die bisher geltende Düngeverordnung ins Leben gerufen worden. Hierbei ist es notwendig in Form einer vereinfachten Nährstoffbilanz („Nährstoffvergleich“ auf Schlag- o. Flächenebene) von den Nährstoffzufuhren (Handels- u. Wirtschaftsdünger, legume N-Bindung) die Nährstoffabfuhr in Form der Ernteprodukte abzuziehen. Die Anwendung dieser Form der Bilanzierung kann zu folgenden Ergebnissen führen (Tab. 1).

Tabelle 1: N-Zufuhren, N-Entzug und N-Salden sowie N_{\min} -Gehalte im Boden im Herbst auf Dauertestflächen nach Bewirtschaftung mit dem Programm „Umweltgerechte Landwirtschaft UL“ in Sachsen (KURZER, 2002)

Bewirtschaftung	Anzahl	N-Zufuhr (kg N/ha)				N-Entzug (kg N/ha)	N-Saldo 2000 (kg N/ha)	N-Saldo 1999 (kg N/ha)	NO ₃ -N i. Boden (kg N/ha)
		Mineral. N-Dünger	Organ. N- Dünger	Legume N- Bindung	N gesamt				
Konventionell	130	119	30	11	160	131	29	2	90
Nach UL-Grund	281	114	28	11	153	125	28	34	80
Nach UL-Grund + Zusatz 1 (incl. ZF2)	183	89	35	7	131	112	19	21	80
Nach Sächs SchAVO	239	98	19	10	127	119	8	5	67
Nach UL-Grund + Zusatz 2	138	115	37	2	154	128	26	29	83
Ökologisch	39	0	20	37	57	82	-24	-44	48

Anbauverfahren des konventionellen (Konventionell) und integrierten (UL-Grund, UL-Grund+Zusatz 1) Landbau sowie für Wasserschutzgebiete (SächsSchAVO) hatten positive N-Salden (bis 35 kg N/ha) sowie N_{\min} -Herbst-Werte zwischen 90 – 67 kg N/ha zu verzeichnen. Ökologische Anbauverfahren (Ökologisch) wiesen dagegen z.T. deutlich negative Salden sowie mit 48 kg N/ha jeweils die niedrigsten N_{\min} -Werte auf.

Entsprechend den allgemein der Landwirtschaft unterstellten bzw. postulierten bisherigen hohen Überschüsse könnte an Hand dieser Berechnungen der Eindruck entstehen, dass in konventionellen und integrierten Anbauverfahren jetzt kaum noch Überschüsse zu verzeichnen sind und entsprechend deutliche Vorteile für den Wasserschutz bestehen. Wegen der negativen Salden im ökologischen Anbau könnte dem gegenüber die Gefahr drohen, dass die Bodenfruchtbarkeit der Böden auf Dauer leidet und dem zufolge die Nachhaltigkeit dieser Anbauform nicht gewährleistet wird. Auf Grund dieser Darstellungen entsteht z.B. in Bera-

tungen auf Betriebsebene, in der Umweltdiskussion und auch in der Politikberatung unweigerlich der Eindruck, dass entsprechend günstige Wirkungen für konventionelle und ungünstige Wirkungen für ökologische Anbauverfahren bestehen.

Eine nähere Analyse der Berechnungen brachte folgende Erkenntnisse. Entsprechend der sehr komplexen Natur der N-Dynamik (siehe Abb. 1) erweisen sich Nährstoffvergleiche als zu einfache, ungeeignete Darstellungsformen der Wirklichkeit. Daher kann es zu deutlichen Fehleinschätzungen kommen. Diese Zusammenhänge sollen an entsprechenden Beispielen aus der integrierten und ökologischen Landwirtschaft aufgezeigt werden (Tab. 2).

Tabelle 2: Auswirkungen unterschiedlich vollständiger Flächen- bzw. Schlagbilanzierungen auf Zufuhr-, Abfuhr- und Saldobeträge für Stickstoff am Beispiel für zwei verschieden intensive Anbauverfahren

	Integrierter Landbau (ILB)			Ökologischer Landbau (ÖLB)		
	Nährstoffvergleich	Zusätzlich: + Ausbr.- verluste	Zusätzlich: + Asymb. N-Bindg. + Saatgut + N- Deposition	Nährstoffvergleich	Zusätzlich: + Ausbr.- verluste + genaue Nährst.-geh. + genaue N-Bindg.	Zusätzlich: + Asymb. N-Bindg. + Saatgut + N- Deposition
Zufuhr						
N-Düngung (min.)	100	100	100	0	0	0
N-Düngung (org.)	30	38 (+ 20 %)	38	22	24 (+20, -10 %)	24
Symbiont. N-Bindung	10	10	10	36	38 (+5 %)	38
Asymbiont. N-Bindung			5			5
Saat-/Pflanzgut			6			6
N-Deposition (gesamt)			30			30
Summe	140	148	189	58	62	103
Abfuhr	135	135	135	83	75 (-10 %)	75
Saldo	+5	+13	+54	-25	-13	+28

Legende: Ausbringungsverluste organ. Düngung = 20 %;
Nährstoffgehalte ~ 10 % geringer im ÖLB;
Symbiont. N-Bindung = etwas höher im ÖLB;
Saat- u. Pflanzgut: 2 dt/ha Getreide ~ 4 kg N, 30 dt/ha Kartoffeln ~ 11 kg N,
2 dt Ackerbohnen ~ 8 kg N.

So ist es bisher bei der vereinfachten Bilanzierung üblich, von den Zufuhren durch die organische Düngung 20 % des Gesamt-N als gasförmige Ausbringungsverluste abzuziehen. Beträge für die asymbiontische N-Bindung durch Bodenlebewesen, für die N-Zufuhr durch das Saatgut sowie für die z.T. erhebliche N-Zufuhr über die Luft (feste, flüssige u. gasförmige Deposition) werden nicht in Rechnung gestellt.

Einige Besonderheiten in extensiven und ökologischen Anbauformen werden ebenfalls nicht beachtet. So kann z.B. aufgezeigt werden, dass die N-Zufuhr über die symbiontische N-Bindung durch die Leguminosen abhängig ist von den N_{\min} -Gehalten des Bodens (siehe Abb. 2). Auf Grund der höheren N_{\min} -Gehalte in konventionellen Verfahren wird eine entsprechend geringere Luft-N-Bindung, und durch die üblichen niedrigeren Gehalten im ökologischen Landbau eine entsprechend höhere Bindungsrate erzielt. Außerdem sind, was ja am Beispiel der verringerten Backqualität des Öko-Weizens allgemein bekannt ist, die N-Gehalte der pflanzlichen Abfuhrprodukte z.T. deutlich niedriger als im konventionellen Landbau (siehe KOLBE et al., 2003).

Bei entsprechender Berücksichtigung der aufgeführten Positionen bei den Zufuhren und den Abfuhren werden dann Ergebnisse erzielt, die die Realitäten deutlich besser abbilden (Tab. 2). Die so erhaltenen Brutto-Salden sind als Summe zu verstehen, die für die Boden-Festlegung (geringes Ausmaß), gasförmigen Verluste und für die Verlagerung und Auswaschung anzurechnen sind. Werden höhere Mengen als auf Grund bestimmter Erfahrungswerte ermittelt, so können daraus potentielle Umweltrisiken für den Wasserschutz abgeschätzt werden. Es ist also sowohl für den Landwirt für seine Beratungsnachfrage, als auch von anderen Informationsempfängern der Gesellschaft von Nutzen, dass Bilanzierungen nach möglichst vollständigem Muster durchgeführt werden, damit glaubwürdige Erkenntnisse abgeleitet werden können. In Anlehnung an internationale Vereinbarungen finden diese Grundsätze auch zusehends Eingang in die Gesetzgebung und praktische Anwendung (Tab. 3).

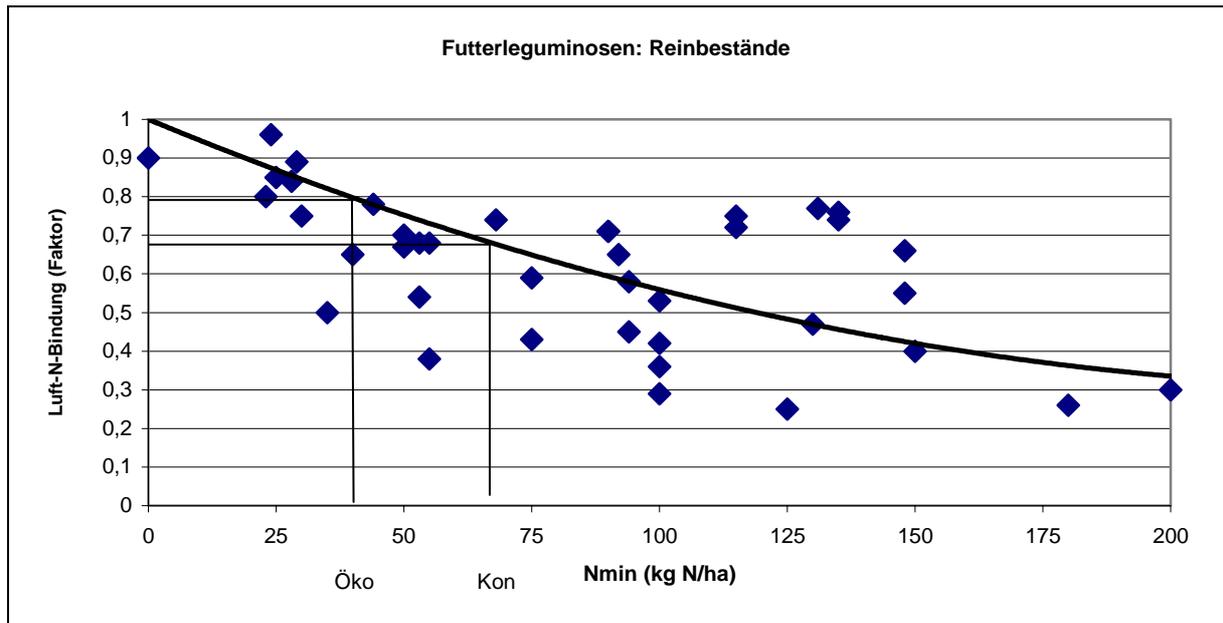


Abbildung 2: Beziehungen zwischen den N_{\min} -Gehalten im Boden und der Luft-N-Bindung von Futterleguminosen sowie Ableitungen für konventionelle (Kon) und ökologische (Öko) Anbauverfahren (nach Literaturwerten zusammengestellt)

Tabelle 3: Bilanzgrößen der Hoftor-, Flächen- und Stallbilanz (nach BACH et al., 1997)

Bilanzgröße	Sektoral-, Hoftorbilanz	Flächen- bilanz	Stall- bilanz
ZUFUHREN			
Mineraldünger	X	X	
Sekundärrohstoffdünger	X	X	
Futtermittel aus Importen	X		X
Futtermittel aus inländ. Verarbeitung	X		X
Futter aus innerbetriebl. Erzeugung			X
Wirtschaftsdünger		X	
Atmosphärische N-Einträge (netto)	X	X	
NH ₃ -Deposition auf Landwirtschaftsflächen		X	
Legume Stickstoff-Bindung (N-Fixierung)	X	X	
ABFUHREN			
Entzug durch pflanzliche Marktprodukte	X		
Entzug durch tierische Marktprodukte	X		X
Ernteentzug (Gesamtabfuhr von der LF)		X	
Tierische Exkrememente			X ^{a)}
SALDO			
Bilanzsaldo (Überschuss), Menge abs.	X	X	X
Bezugsfläche (SF)	÷ SF		
Bilanzsaldo (Überschuss), pro ha LF	X	X	X

a) Tierische N-Exkrememente (Netto-Entzug) = N-Ausscheidung ges. abzgl. desjenigen Anteils der N-Lagerungs- u. Ausbringungsverluste, der auf Nicht-Landwirtschaftsflächen entfällt (als NH₃-Deposition)

Formen der Landnutzung

Wie an einer umfangreichen Studie für den Durchschnitt von Deutschland aufgezeigt werden kann, ist die Durchführung von Brutto-Bilanzierungen wichtig, um verschieden intensivere Anbausysteme richtig beurteilen zu können. Zu den mehr extensiven Nutzungsformen zählen auch Verfahren des ökologischen Landbaus, bei denen gewöhnlich deutlich (bis zu 50 %) geringere Zufuhren an Stickstoff zu verzeichnen sind als bei den intensiveren konventionellen Anbauformen (Tab. 4). Da die Erträge nicht im gleichen Ausmaß abfallen, sind dann deutlich niedrigere N-Salden und eine entsprechend höhere N-Verwertung für ökologische Anbauformen auf Grünland und Ackerland zu verzeichnen.

Tabelle 4: Bilanzkriterien für Stickstoff, N_{\min} -Gehalte, Auswaschung und Nitratgehalt des Sickerwassers für verschieden intensive Acker-, Grünland- und Waldnutzungsformen in Deutschland (KOLBE, 2000)

Landnutzungsform	Zufuhr (kg N/ha)	Abfuhr (kg N/ha)	Saldo (kg N/ha)	N_{\min} Herbst (kg N/ha)	Auswaschung (kg N/ha)	NO_3 - Gehalt (mg/l)
Ackerland:						
Feldgemüse intensiv	274,0	133,0	141,0	124,0	105,0	142,0
Konventionell – intensive Verfahren	234,0	127,0	112,0	72,0	60,0	79,0
Integrierter Landbau	214,0	126,0	78,0	62,0	57,0	70,0
Wasserschutzgebiete	190,0	118,0	70,0	58,0	44,0	51,0
Beste konventionelle Verfahren	188,0	135,0	58,0	59,0	46,0	53,0
Ökologischer Landbau	126,0	89,0	38,0	41,0	21,9	28,7
Dauerstilllegung	38,0	34,0	4,6	20,4	14,0	23,2
Dauergrünland:						
Konventionelle intensive Verfahren	282,0	197,0	91,0	59,0	31,0	45,0
Wiese intensiv	,	,	,	50,0	22,0	25,0
Weide intensiv	,	,	,	79,0	56,0	88,0
Konventionell extensiv, ökolog. Landbau	127,0	103,0	23,5	24,9	13,4	18,6
Ohne Düngung mit Abfuhr o. Hutung	33,4	64,0	-38,7	11,2	12,3	7,9
Ohne Düngung ohne Abfuhr, Mulchen	54,0	4,3	49,7	13,1	,	,
Sukzession	35,0	3,5	32,0	21,7	,	,
Naturlandschaft (unbelastet)	10,0	3,0	7,0	7,0	4,6	3,0
Dauerforsten:						
Nutzwald (incl. Dauerstilllegung)	38,6	18,4	19,9	61,4	23,0	23,5
Laubwald	35,0	18,3	17,3	60,0	16,3	41,0
Nadelwald	42,0	15,5	26,5	98,0	27,0	56,0
Naturlandschaft (unbelastet)	12,4	9,0	4,0	10,0	2,9	2,2

Auf Grund dieser Voraussetzungen ist es nicht überraschend, dass neben den niedrigen N_{\min} -Gehalten auch äußerst günstige Werte in den Auswaschungsmengen und den Nitratgehalten

des Wassers gemessen werden. Während es für konventionelle Verfahren z.B. schwierig ist, den Grenzwert von 50 mg/l Nitrat im Grundwasser einzuhalten, ist es mit ökologischen Anbauverfahren wesentlich einfacher. Aber auch mit diesen Anbauverfahren geht ein gewisses Maß an Wassergefährdung einher, wenn man natürliche, unbelastete Landnutzungsformen als Vergleichsmaßstab wählt.

Zwischen den ermittelten Merkmalen bestehen quantitative Zusammenhänge, die an zwei Beispielen aufgezeigt werden sollen (Abb. 3). Je höher die Saldowerte ausfallen, um so wahrscheinlicher ist es, dass auch höhere N_{\min} -Werte im Boden und höhere Nitratkonzentrationen im Wasser gemessen werden. Aus diesem Grund gibt die Anwendung von Brutto-Bilanzierungsverfahren wertvolle Hinweise über das zu erwartende Optimierungspotential im landwirtschaftlichen Betrieb als auch über die zu erwartenden Umweltwirkungen, insbesondere im Wasserschutz.

Da auch im ökologischen Landbau eine große Streuung der Werte vorkommt, kann hieraus ein nicht unerhebliches Potenzial an Verbesserungsmöglichkeiten abgeleitet werden, damit z.B. mit höherer Sicherheit die Einhaltung eines Richtwertes von 25 mg/l Nitrat gewährleistet werden kann. Außerdem sind entsprechend den bodenbürtigen und klimatischen Ausgangssituationen stark abweichende Gegebenheiten in den einzelnen Regionen für alle Nutzungsformen zu beachten.

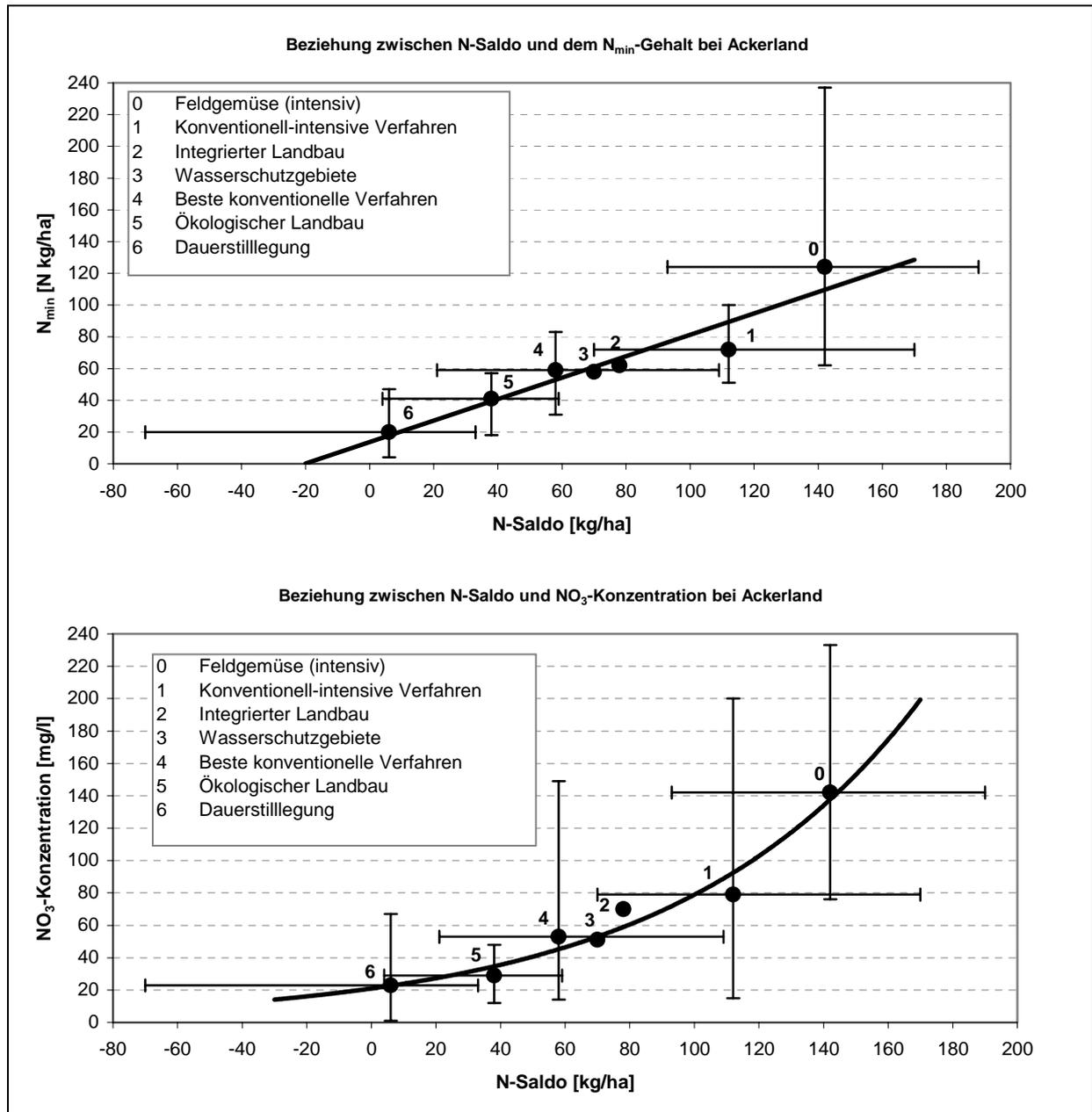


Abbildung 3: Einfluss steigender N-Salden auf die N_{min} -Werte im Herbst (oben) sowie auf die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser (unten) bei verschiedenen intensiven Ackerbausystemen in Deutschland

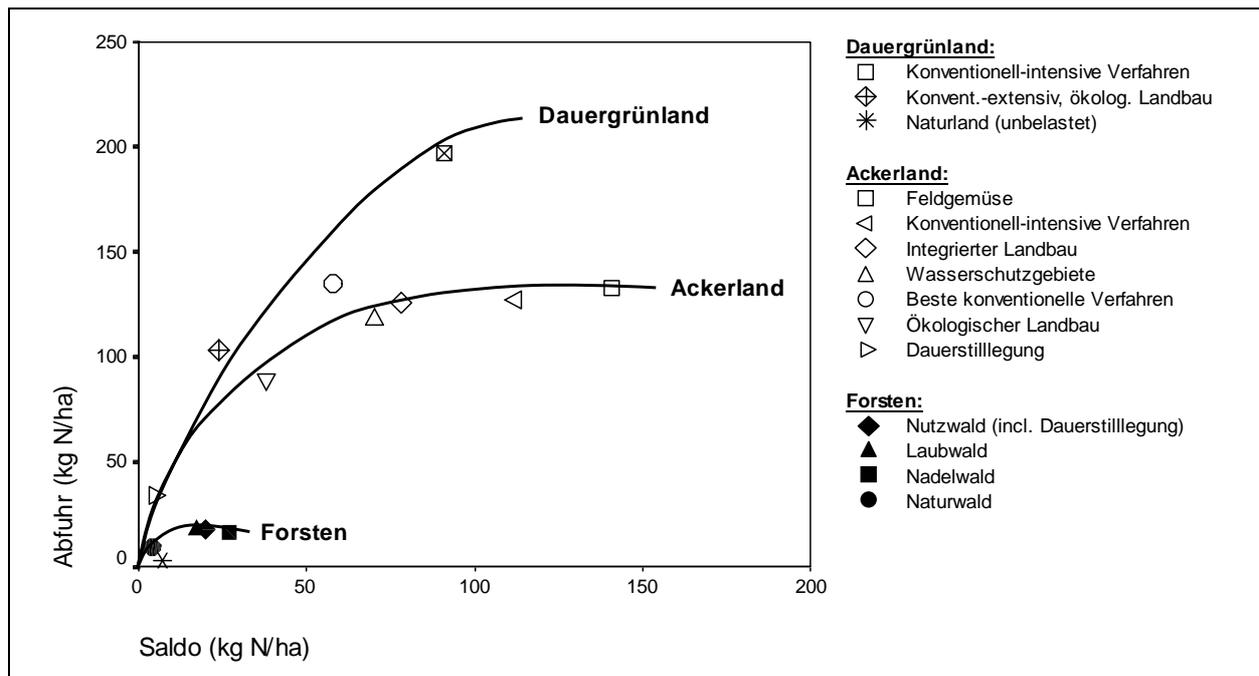


Abbildung 4: Beziehungen zwischen steigenden N-Salden und die durch unterschiedlich intensive Grünland-, Ackerland- und Waldnutzungsformen entstehenden N-Abfuhr in Deutschland

Einige Ursachen für die oft vorzufindenden nicht-linearen Zusammenhänge dürften mit dem MITSCHERLICH-Gesetz vom abnehmenden Ertragszuwachs zusammen hängen (Abb. 4). Es ist deutlich zu erkennen, dass einerseits mit ansteigenden N-Überschüssen die Zunahmen der N-Abfuhr geringer werden und andererseits die 3 Nutzungsformen sich entsprechend ihrem genetischen Potenzial im Niveau deutlich voneinander unterscheiden.

Formen der Grünlandnutzung sind hierbei effektiver als die des Ackerlandes, da sie in unseren Breiten durch die lange Wachstumszeit und z.B. durch Mehrschnittnutzung sehr ertragreich sind. Besonders ungünstig sind in dieser Hinsicht die Forsten einzustufen, bei denen bereits ab sehr geringen N-Salden keine weitere Erhöhung der Abfuhr zu erkennen ist. Schon rel. geringe N-Einträge z.B. über die Luft können daher in den Forsten bereits das Wasserverschmutzungspotential deutlich erhöhen. Ökologische Anbauverfahren des Acker- und Grünlandes schneiden nach diesen Darstellungen recht günstig ab, da sie im Vergleich zur Abfuhr rel. geringe N-Salden aufweisen. Intensive konventionelle Verfahren weisen dagegen N-Abfuhr auf, die näher an maximal möglichen Werten liegen, daher sind sie durch deutlich höhere N-Salden gekennzeichnet. Weitere graphische Darstellungen über den Ein-

fluss von Landnutzungsformen auf Kriterien der Bilanzierung und des Wasserschutzes können im Anhang eingesehen werden.

Bemerkenswert ist weiterhin, wie schnell nach der Umstellung auf die ökologische Bewirtschaftung es zur Abnahme der N-Verluste auf den Flächen kommt (Abb. 5). Auf diesen sandigen Lehmböden haben nur wenige Jahre ausgereicht, um eine Abnahme von 37 kg N/ha im Tiefenprofil zwischen 0,6 m und 5,0 m zu bewirken, obwohl im Oberboden der Gehalt zugenommen hat.

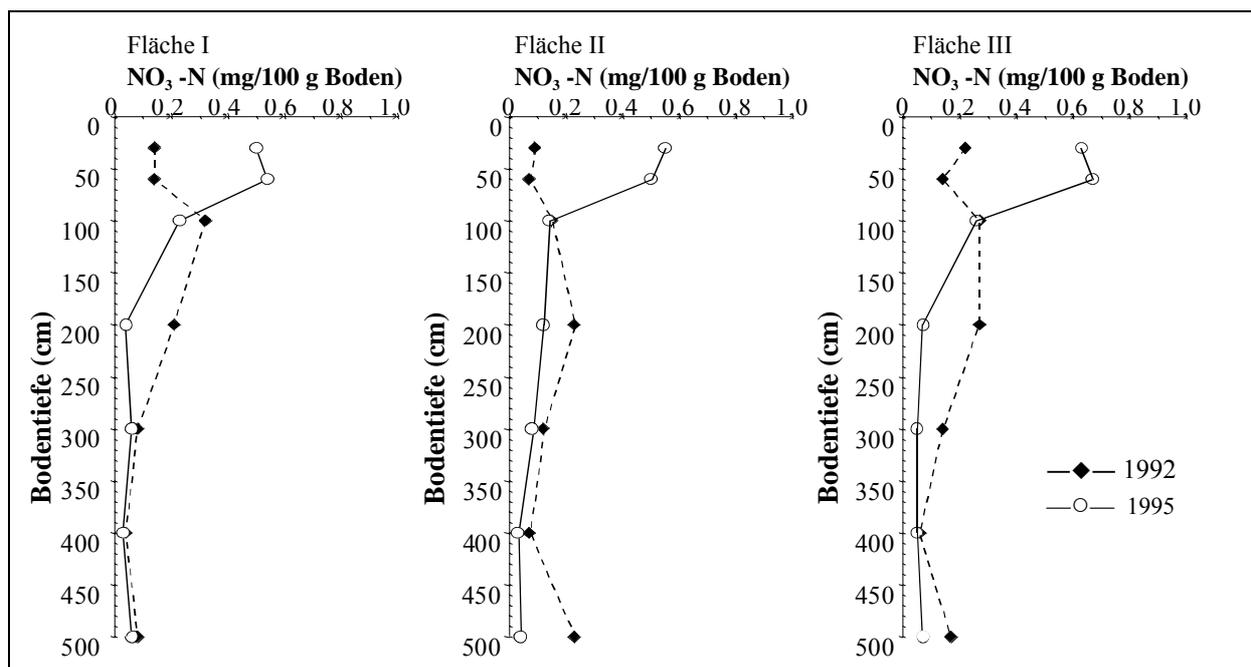


Abbildung 5: Veränderung der Nitrat-Mengen im Tiefenprofil von Ackerflächen 4 Jahre nach Umstellung auf ökologischen Landbau, Wassergut Canitz, Sachsen (KOLBE et al., 1999)

Zur Abnahme des Belastungspotenzials hat nach bisherigen Erkenntnissen wahrscheinlich auch eine veränderte N-Dynamik des Bodens beigetragen. Durch die ökologische Bewirtschaftung ist die Wahrscheinlichkeit angestiegen, dass ein höherer Anteil NH₄-haltiger N-Verbindungen aufgetreten ist, wie aus entsprechenden Beobachtungen im Verlauf der Umstellung aufgezeigt werden konnte (Abb. 6). Auch die niedrigen NO₃-N-Gehalte in den pflanzlichen Produkten deuten auf eine veränderte N-Ernährung hin (siehe KOLBE et al., 1995). Grundsätzlich ist die Umwandlung von NH₄-N zu NO₃-N in rascher Folge im Boden möglich, so dass dies ein Grund dafür sein kann, dass bis heute auf Grund widersprüchlicher Ergebnis-

se der Nachweis für eine NH_4 -betontere N-Dynamik und N-Ernährung im ökologischen Landbau nicht eindeutig gelungen ist.

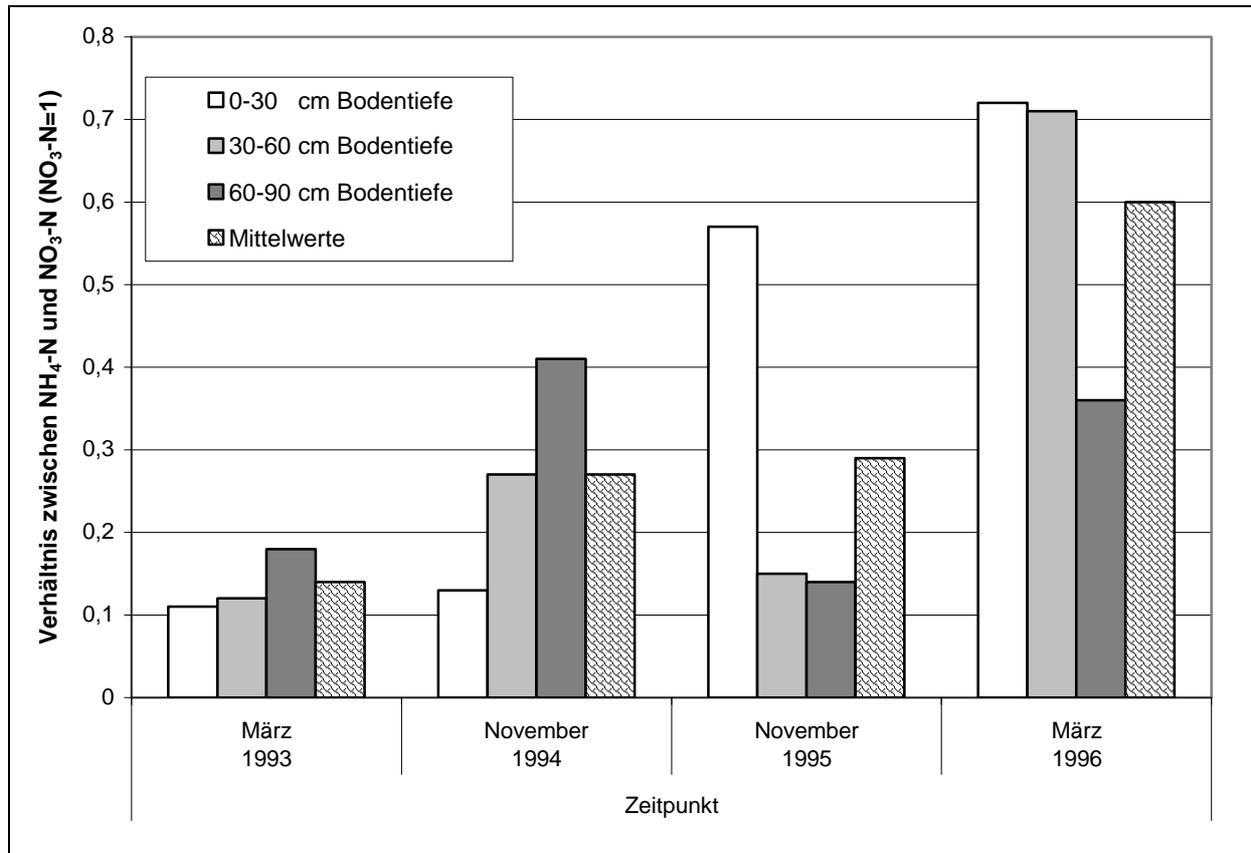


Abbildung 6: Veränderung der durchschnittlichen $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnisse im Verlauf der Umstellung auf ökologischen Landbau im Wassergut Canitz in Sachsen

Auf qualitative Unterschiede weisen auch Ergebnisse aus Dauerfeldversuchen zwischen Varianten mit organischer Düngung und Vergleichsvarianten mit reiner N-Mineraldüngung hin (Abb. 7). Obwohl mit Werten zwischen 57 kg nach Stalldung, 48 kg nach Gülle- und 43 kg nach N-Mineraldüngung rel. ähnlich hohe positive langjährige N-Salden bei ebenfalls vergleichbar hohen N-Zufuhren vorlagen, waren deutliche Unterschiede in der Nährstoffwirkung auf die Pflanze und die N-Verlagerung im Boden nachzuweisen. Besonders nach N-Mineraldüngung waren im Erntegut sowohl höhere N-Erträge je gebildeter Trockenmasse-Einheit (bzw. eine niedrigere TM-Bildung je aufgenommener N-Einheit), höhere N_{\min} -Werte als auch eine deutlich höhere N-Verlagerung im Boden festzustellen als nach stetiger Düngung mit Stalldung oder Gülle.

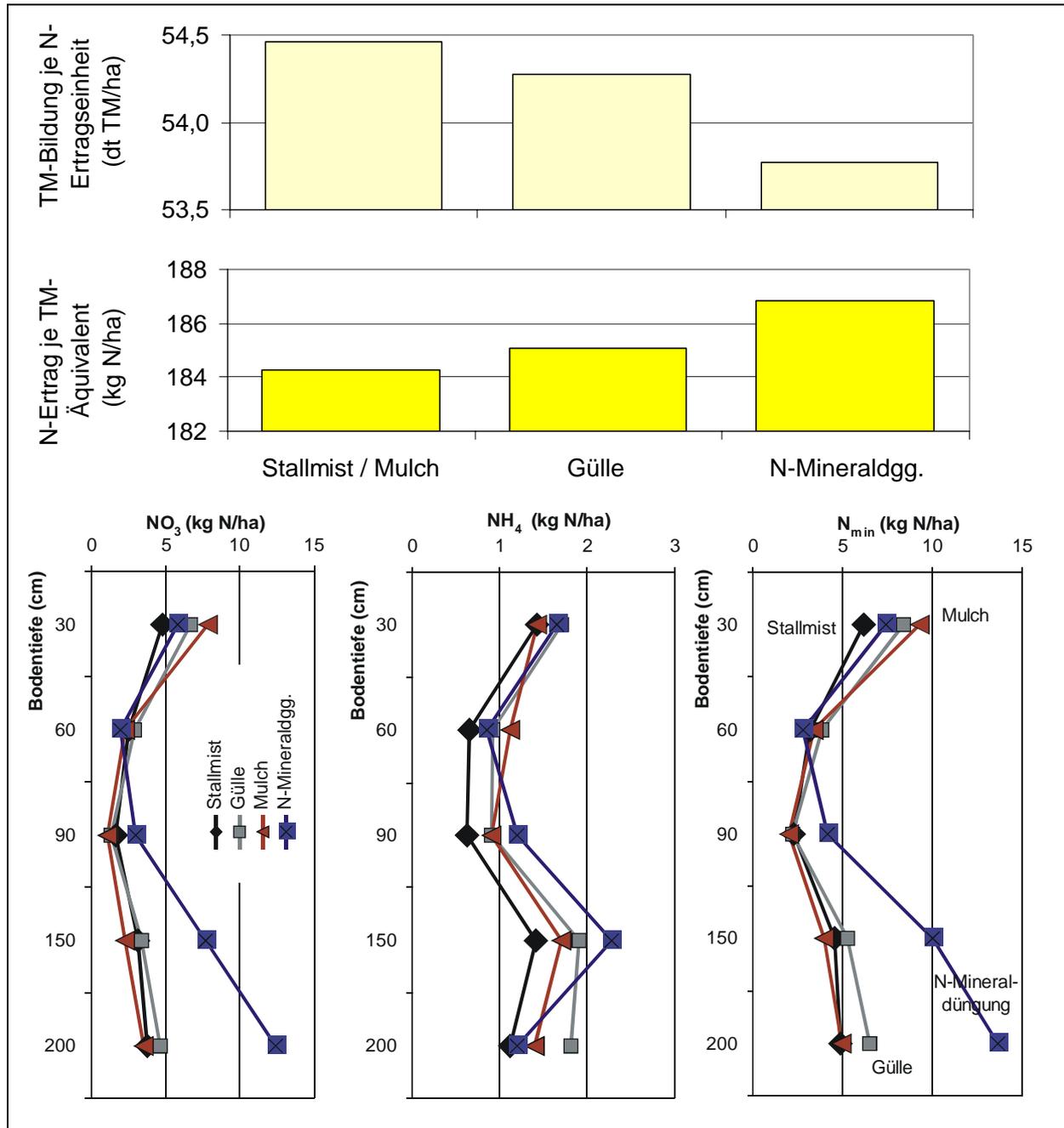


Abbildung 7: Einfluss langjähriger differenzierter Düngung mit Stallmist, Gülle und N-Mineraldünger auf die Bildung an Trockenmasse (TM) und die N-Aufnahme der Pflanzen in der Fruchtfolge (Klee gras, S.-Weizen, S.-Mais) und auf das N-Verlagerungspotenzial im Tiefenprofil des Bodens (ökologische Dauerfeldversuche, Mittelwerte eines Sand- und Lössbodens, Sachsen; BECKMANN et al., 2002)

Dagegen führte in den gleichen Dauerversuchen eine stark steigende organische Düngung (Mittelwerte zwischen Stallmist und Gülle) 0 – 2 Dungeinheiten (DE) je ha und Jahr (0 –

160 kg N/ha u. J.) zu folgenden Auswirkungen. Zunächst war festzustellen, dass der Anbau von Leguminosengras kaum eine Ertragsreaktion zeigte, die N-Gehalte und wahrscheinlich auch die N-Bindung waren aber reziprok zum Düngungsniveau etwas abgefallen. Durch den im ökologischen Landbau üblichen rel. hohen Anbauumfang an Futterleguminosen wird in gewisser Weise eine Rückkopplung in der N-Dynamik erreicht. Durch diesen Kompensationsmechanismus kann es nicht so leicht zu einer deutlichen Überversorgung mit Stickstoff kommen. Bei hohem Angebot an Stickstoff z.B. auch in Folge der Düngung wird eine geringere Luft-N-Bindung erreicht (und umgekehrt). Beide Wirkungen haben dann in der Summe zur Folge, dass auch durch eine hohe Düngung nur verhältnismäßig geringe Ertragsreaktionen auftreten.

Auch die Zusammensetzung der Kulturarten verändert sich dann in anderer Weise als es von der N-Mineraldüngung bekannt ist (Abb. 8). Mit steigender organischer Düngung ist die Menge an gebildeter Trockenmasse angestiegen, der N-Ertrag demgegenüber entsprechend je Aufnahmeäquivalent abgefallen. Auch aus anderen Versuchen ist inzwischen bekannt, dass durch eine organische Düngung insbesondere mit Stalldung im ökologischen Landbau es kaum oder gar nicht zu einer stärkeren Anreicherung N-haltiger Verbindungen in den pflanzlichen Materialien kommt. Auch die N_{\min} -Werte des Bodens haben sich nach hoher organischer Düngung und deutlichen N-Bilanzüberschüssen nur geringfügig verändert (Abb. 8, Tab. 5). Es sind demzufolge höhere Humusgehalte festzustellen, aber die N-Verlagerung im Tiefenprofil hat sich in wesentlich geringerem Ausmaß erhöht als zu erwarten war.

Mit dem Leguminosenanbau sind aber auch einige Risiken verbunden. Besonders auf leichteren Böden kann es zu erheblichen N-Verlusten kommen, wenn z.B. ein ungünstiger, meistens zu früher Umbruchtermin gewählt wird und hohe Niederschläge im Herbst und Winter vorherrschen. Nach Leguminosen werden gewöhnlich Kulturarten gewählt, die ein hohes Nährstoffbedürfnis aufweisen. Wird allerdings eine ungünstige Nachfrucht gewählt oder es kommt zu deutlich negativen Ertragsreaktionen (z.B. auf Grund eines starken Krankheitsbefalls im Kartoffelanbau), so erfolgt eine geringe Nährstoffaneignung. Sehr hohe N_{\min} -Werte des Bodens im Herbst sind dann wiederum ein deutliches Zeichen für ein hohes N-Verlustpotenzial über den Winter. In diesen Fällen gilt es für den Betriebsleiter ggf. durch Umstellung der Fruchtfolge über eine Verringerung an N-Verlusten eine optimalere Nutzung der knappen N-Reserven im ökologischen Landbau zu erzielen.

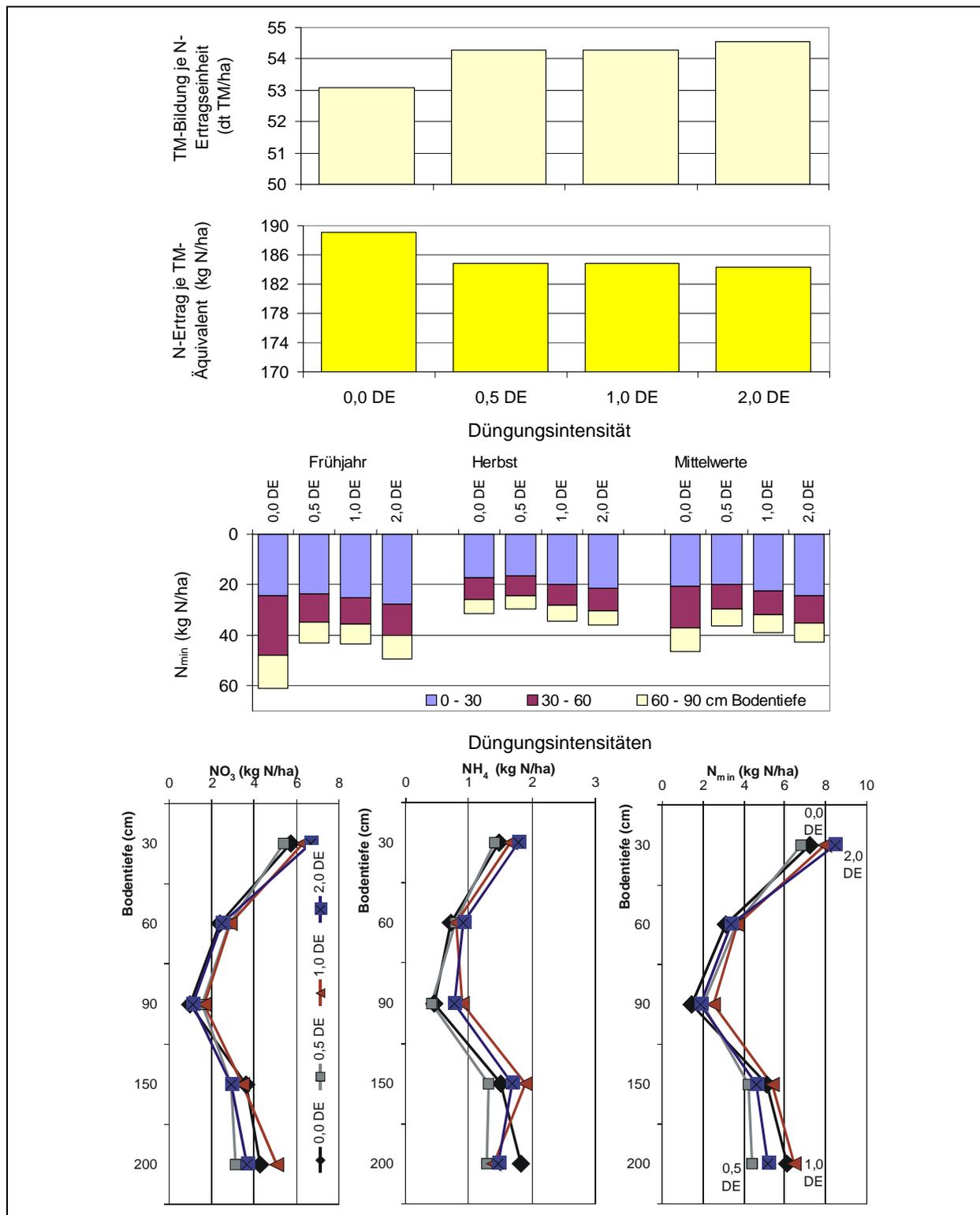


Abbildung 8: Einfluss einer stark steigenden organischen Düngung (Mittelwerte zwischen Stallung u. Gülle) auf die Veränderung der TM-Bildung bzw. der N-Aufnahme der Pflanzen in der Fruchtfolge (oben), N_{min} -Gehalte des Bodens (Mitte) und die Verlagerung an Stickstoff im Tiefenprofil (unten) (ökologische Dauerfeldversuche, Mittelwerte eines Sand- und Lößbodens, Sachsen, 1 DE = 80 kg N/ha u. Jahr; BECKMANN et al., 2002)

Tabelle 5: N-Bilanzkriterien sowie C_t -Gehalte und C/N-Verhältnisse des Bodens in Folge stark steigender organischer Düngung (ökologische Dauerfeldversuche, Mittelwerte eines Sand- und Lößbodens, Sachsen, 1 DE = 80 kg N/ha u. Jahr; nach BECKMANN et al., 2001, 2002)

Düngintensität (DE/ha)	Zufuhr (kg N/ha)		Abfuhr (kg N/ha)	Saldo (kg N/ha)	N-Aneignungs- vermögen (Zufuhr = 100 %)	Boden	
	Dünger-N	Gesamt-N				C_t (%)	C/N- Verhältnis
0,0 DE	0,0	100,4	121,6	-21,2	121,1	1,19	12,0
0,5 DE	29,5	138,1	124,3	13,9	90,0	1,24	11,8
1,0 DE	56,3	171,3	126,7	44,6	74,0	1,26	12,4
2,0 DE	104,1	221,7	131,9	89,2	59,7	1,28	12,2

Weitere Ursachen für ein rel. geringes N-Verlagerungspotential können aus einem konventionellen Dauerfeldversuch auf Sandboden in Sachsen abgeleitet werden. In diesem Versuch sind über einen Zeitraum von 18 Jahren extrem unterschiedlich hohe Gaben an N-Mineraldüngung und an Gülle verabreicht worden. Hierdurch wurden stark steigende Erträge (teilweise bis über das Ertragsmaximum hinaus), ansteigende C_t -Gehalte in den organisch gedüngten Varianten sowie ein unterschiedliches N-Verlagerungspotential zwischen oberen und unteren Bodenschichten ermittelt (Abb. 9).

Nach hoher N-Mineraldüngung war eine offensichtlich stärkere N-Verlagerung in tiefere Bodenschichten vorzufinden als nach vergleichbar hoher organischer Düngung mit Gülle. Anscheinend ist das Verlagerungspotential auch abhängig von der Zusammensetzung der organischen Materialien und der Entwicklung der C/N-Verhältnisse des Bodens. Hierbei sind auf Dauer Düngungsformen von Vorteil, bei denen gleichzeitig organische Materialien verabreicht werden. Je knapper der Stickstoff im Vergleich zur TM-Zufuhr ist (weite C/N-Verhältnisse), um so eher und stetiger wird er von den Bodenlebewesen zum Substanzaufbau wieder verwendet, so dass die Wahrscheinlichkeit für eine Verlagerung abnimmt. Auch diese Zusammenhänge werden bisher nur ungenügend verstanden und bedürfen einer weiteren experimentellen Überprüfung.

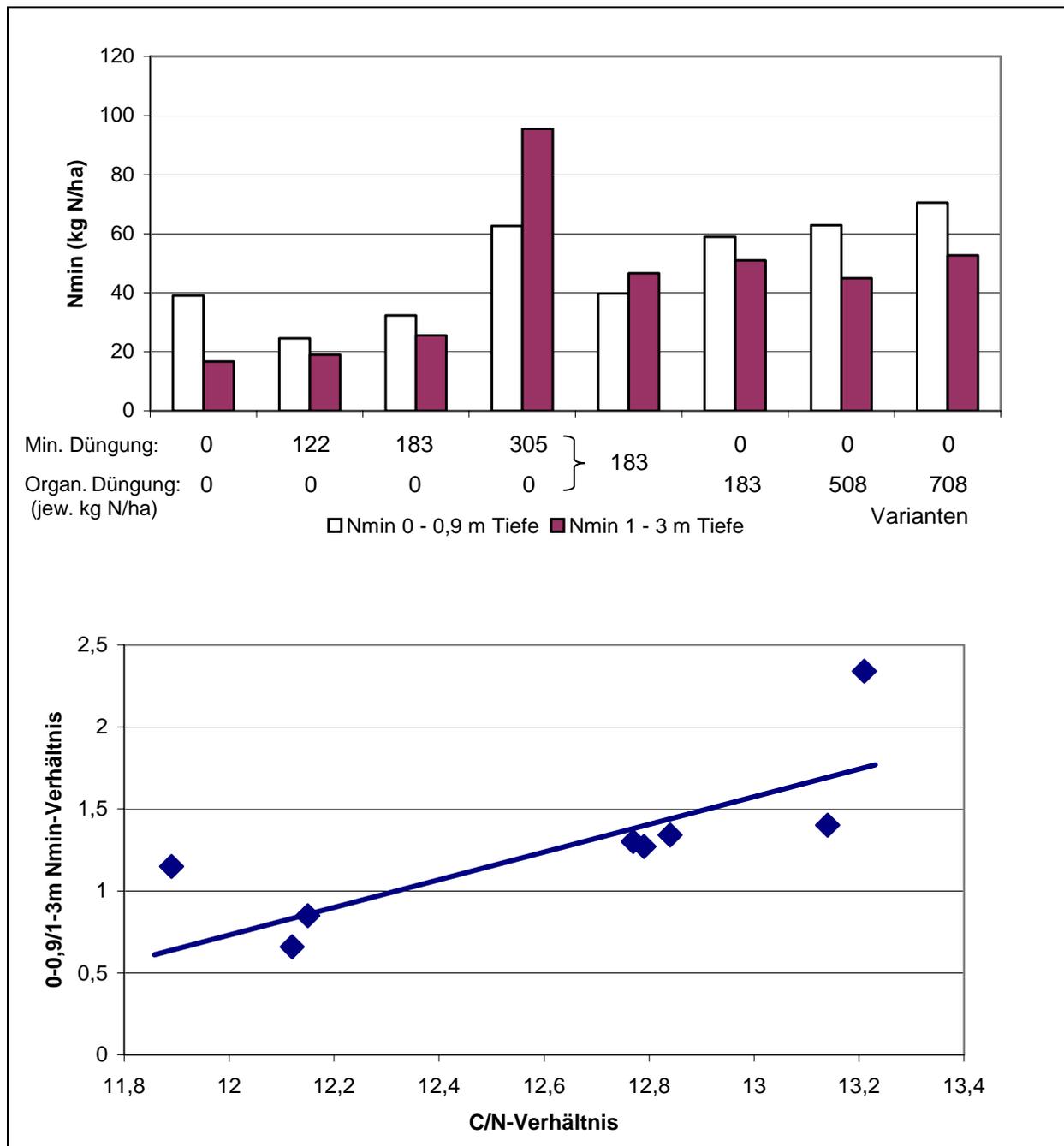


Abbildung 9: Einfluss einer stark steigenden N-Mineraldüngung bzw. organischen Düngung mit Gülle auf die N_{\min} -Gehalte in verschiedenen Bodenschichten (oben) sowie Einfluss der C/N-Verhältnisse des Bodens auf das Verhältnis der N_{\min} -Mengen zwischen oberen und unteren Bodenschichten (unten) auf einem Sandboden (konventioneller Dauerfeldversuch, Sachsen; KOLBE & BECKMANN, 2003)

Zusammenfassung

Zur korrekten Erfassung und Bewertung des Einflusses der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf den Wasserschutz ist eine sorgfältig durchzuführende Nährstoffbilanzierung in Form einer Brutto-Saldierung erforderlich. Der so erhaltene Saldo gibt Auskunft über das zu erwartende Risiko einer N-Verlagerung. Bei Beachtung weiterer wichtiger klimatischer und bodenbürtiger Einflussgrößen (z.B. N_{\min} -Herbstwerte) kann das Risiko für den Wasserschutz recht gut abgeschätzt werden.

Vergleiche verschiedener Landnutzungsformen in Deutschland (Wald, Grünland, Ackerland) haben gezeigt, dass Formen des ökologischen Landbaus durch vergleichsweise geringe N-Saldowerte, eine hohe Nährstoffverwertung, geringe N_{\min} -Herbstwerte, geringe Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser sowie durch niedrige Auswaschungsmengen gekennzeichnet sind. Darüber hinaus besteht auch bei dieser Anbauform ein hohes Optimierungspotenzial, so dass im Durchschnitt die mit 25 mg/l recht niedrigen Richtwerte für Nitrat im Grundwasser eingehalten werden könnten. Weitere Verbesserungen sind aber auch mit dieser Anbauform nicht ohne deutliche Einschränkungen in der Bewirtschaftungsintensität zu erzielen.

Eine Ursache für diese rel. günstige Einschätzung von Anbauformen des ökologischen Landbaus kann zunächst auf die Höhe der Gesamtnährstoffzufuhr an Stickstoff zurück geführt werden, die im Vergleich zu konventionellen Landbauformen deutlich reduziert ist (ca. 50 %). Hierdurch kommt es auch auf Grund des Gesetzes vom abnehmenden Ertragszuwachs bei dieser Anbauform letztlich zu einer besseren Nährstoffverwertung und demzufolge auch zu geringeren Nährstoffverlusten.

Diesen quantitativen Aspekten können zudem noch Ursachen mit mehr oder weniger qualitativen Hintergründen hinzugefügt werden. So gibt es Hinweise, dass die N-Dynamik im Boden zeitweise in Richtung höherer NH_4 -N-Anteile verschoben ist, worauf ebenfalls ein geringeres Verlagerungspotenzial zurück geführt werden könnte. Außerdem zeigen Leguminosenbestände ein erhebliches Kompensationsverhalten in Bezug auf pflanzenverfügbare N-Reserven im Boden (dies trifft für einige tief wurzelnde Arten auch für tiefere Bodenschichten zu). Durch ihre hohe Fähigkeit zur Selbstregulierung wirken sie damit ausgleichend auf Nährstoffschwankungen im Boden.

Auf Grund weiterer Ergebnisse aus Dauerfeldversuchen gibt es deutliche Hinweise, dass offenbar das Verlagerungspotenzial für den Nährstoff Stickstoff bei Verabreichung in mineralischer Form höher ist als bei Verabreichung in organischer Form von Stallung oder Gülle. Bei langjähriger Anwendung sind günstige Auswirkungen auf die Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz des Bodens nachzuweisen. So erfolgt nach der Umstellung von rel. intensiv geführten konventionellen Flächen auf Formen des ökologischen Landbaus sowohl eine geringfügige Anhebung der Humusgehalte als auch oft eine Erweiterung der C/N-Verhältnisse des Bodens. Durch beide Aspekte werden offenbar nicht unerhebliche N-Mengen in der Ackerkrume gehalten und von einer Verlagerung und Auswaschung in Grundwasserbestände bewahrt. Somit sind bei der Erklärung der rel. günstigen Wirkung von ökologischen Anbauformen auf den Wasserschutz quantitative und qualitative Aspekte in der N-Dynamik im System Luft-Boden-Pflanze-Tier-Mensch als Ursachen zu berücksichtigen.

Literaturverzeichnis

- BACH, M., H.-G. FREDE & G. LANG (1997): Handbuch N-, P-, K-Bilanzierung. Gesell. f. Boden- u. Gewässerschutz, Wetttenberg
- BECKMANN, U., H. KOLBE, A. MODEL & R. RUSSOW (2001): Ackerbausysteme im ökologischen Landbau unter besonderer Berücksichtigung von N-Bilanz und Effizienzkennzahlen. UFZ-Bericht Nr. 14, UFZ-Umweltforschungszentrum, Halle
- BECKMANN, U., H. KOLBE, A. MODEL & R. RUSSOW (2002): Ackerbausysteme im ökologischen Landbau – Untersuchungen zur N_{\min} -, N_2O -N- und NH_3 -N-Dynamik sowie Rückschlüsse zur Anbau-Optimierung. Initiativen zum Umweltschutz 35, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- KOLBE, H. (2000): Landnutzung und Wasserschutz. Der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, N_{\min} -Untersuchung und Nitrat-Auswaschung sowie Rückschlüsse für die Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland. WLV Wissenschaftliches Lektorat & Verlag, Leipzig
- KOLBE, H. & U. BECKMANN (2003): Einfluss extrem unterschiedlich hoher mineralischer und organischer Düngung und Beregnung auf Ertragsleistung der Kulturarten, Bodenfruchtbarkeit und Umweltverträglichkeit eines Sandbodens. In: Umweltwirkungen von Extensivierungsmaßnahmen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft 8, H. 6, 1 – 41

- KOLBE, H., S. MEINEKE & W.-L. ZHANG (1995): Differences in organic and mineral fertilization on potato tuber yield and chemical composition compared to model calculations. *Agribiol. Res.* 48, 63 – 73
- KOLBE, H., U. JÄCKEL & M. SCHUSTER (1999): Entwicklung der Nährstoffgehalte und des pH-Wertes im Tiefenprofil von Testflächen im Verlauf der Umstellung auf ökologischen Landbau. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 40, 145 - 151
- KOLBE, H., F. RIKABI & U. GRAUWINKEL (2003): Stickstoffgehalte pflanzlicher Produkte aus dem Ökologischen Landbau. *SÖL-Berater-Rundbrief* Nr. 2, 25 – 27
- KURZER, H.-J. (2002): Nitratbericht 2000 unter Berücksichtigung der Untersuchungen ab 1990. *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 7, H. 1
- SOLANSKY, S. (1982): Stickstoffdynamik und Stickstoffverluste im Boden. *Die Bodenkultur* 33, 185 – 201

Anhang

Graphische Darstellungen über den Einfluss von Landnutzungsformen auf Kriterien der Bilanzierung und des Wasserschutzes (Material und Methoden siehe KOLBE, 2000).

1. Einflüsse der N-Zufuhr bei Grünland, Ackerland und Forsten (Abb. A 1 – A 5)

2. Einflüsse der N-Salden bei Grünland, Ackerland und Forsten (Abb. A 6 – A 8)

3. Einflüsse von N-Zufuhr (Abb. A 9 – A 13)

N-Abfuhr (Abb. A 14 – A 18)

N-Saldo (Abb. A 19 – A 24) und

N_{\min} (Abb. A 25 – A 29) bei Ackerland

4. Einflüsse von N-Zufuhr (Abb. A 30 – A 34)

N-Abfuhr (Abb. A 35 – A 39)

N-Saldo (Abb. A 40 – A 44) und

N_{\min} (Abb. A 45 – A 49) bei Grünland

5. Einflüsse von N-Zufuhr (Abb. A 50 – A 54)

N-Abfuhr (Abb. A 55 – A 59)

N-Saldo (Abb. A 60 – A 64) und

N_{\min} (Abb. A 65 – A 69) bei Forsten

Abb. A 1: Beziehung zwischen N-Zufuhr und N-Abfuhr bei Grünland, Ackerland und Forsten

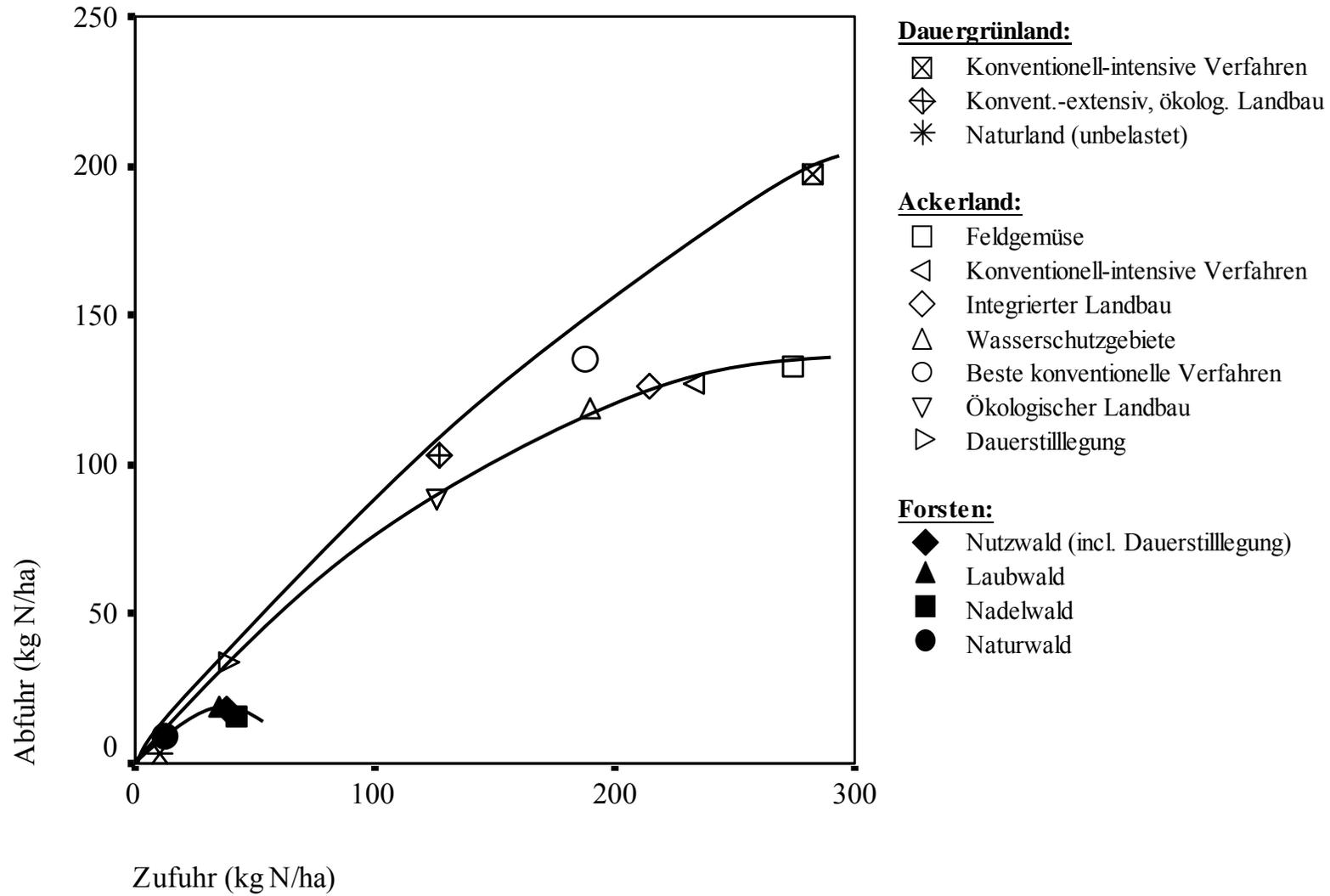


Abb. A 2: Beziehung zwischen der N-Zufuhr und N-Saldo bei Grünland, Ackerland und Forsten

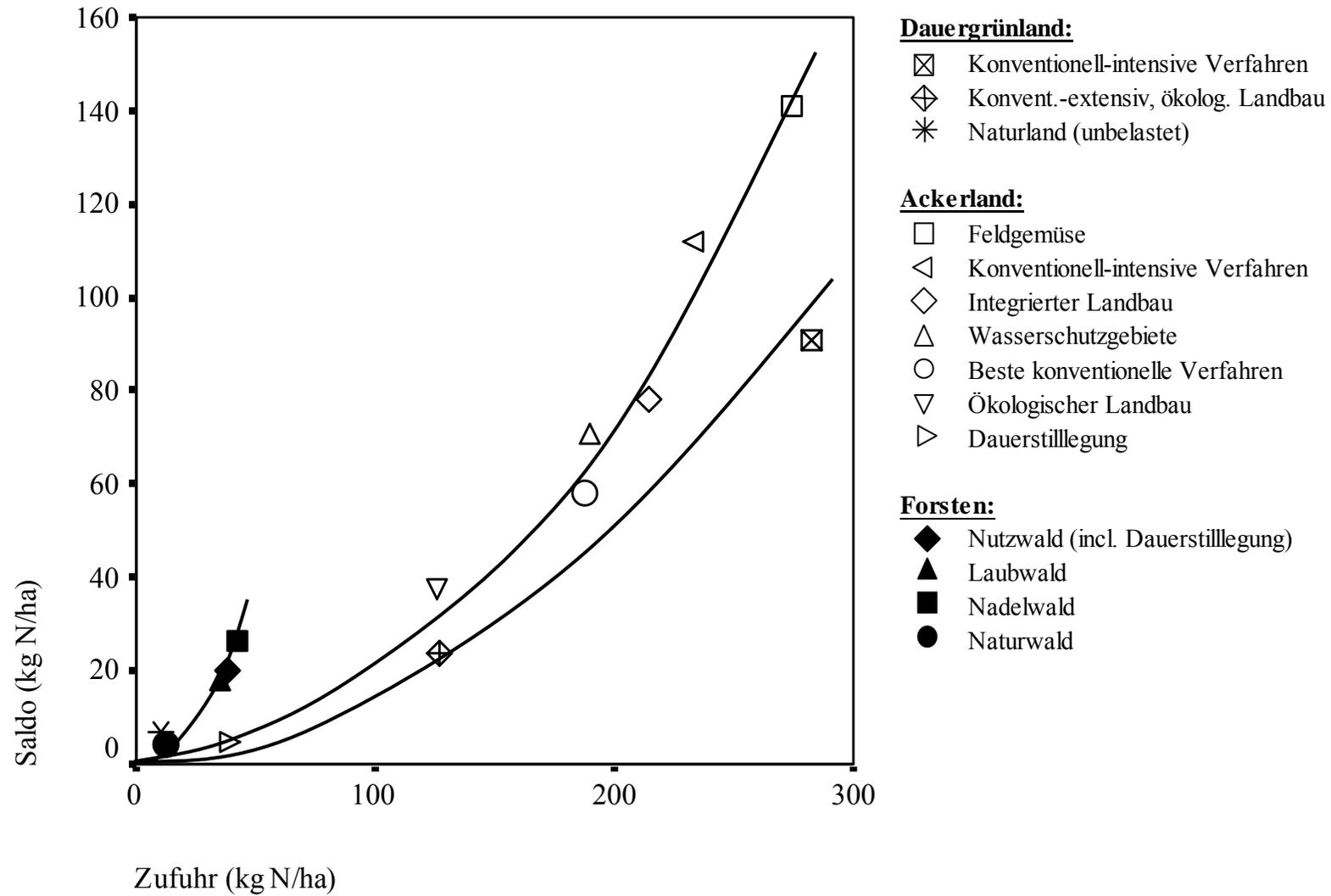


Abb. A 3: Beziehung zwischen N-Zufuhr und N_{\min} bei Grünland, Ackerland und Forsten

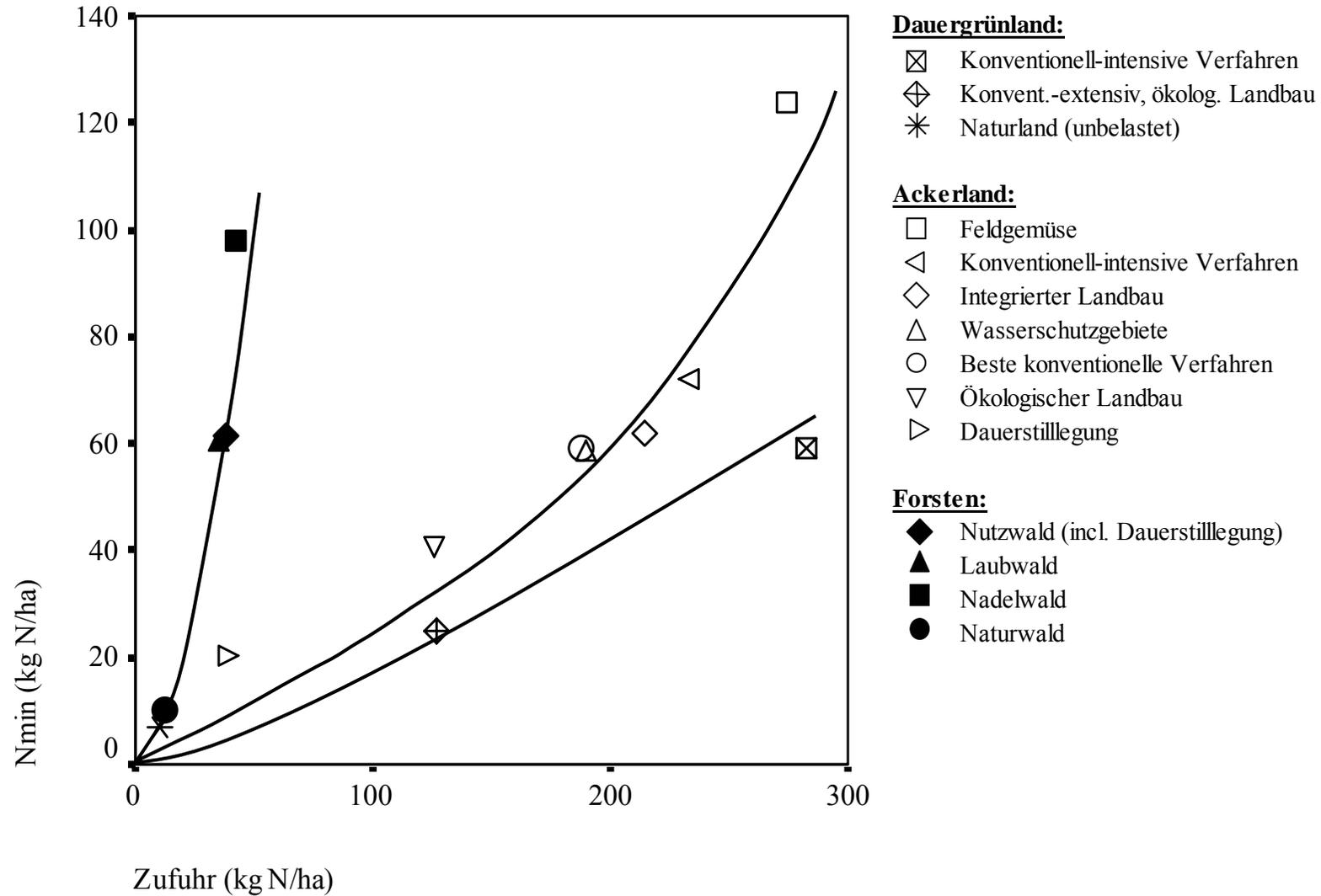


Abb. A 4: Beziehung zwischen N-Zufuhr und Nitratkonzentration bei Grünland, Ackerland und Forsten

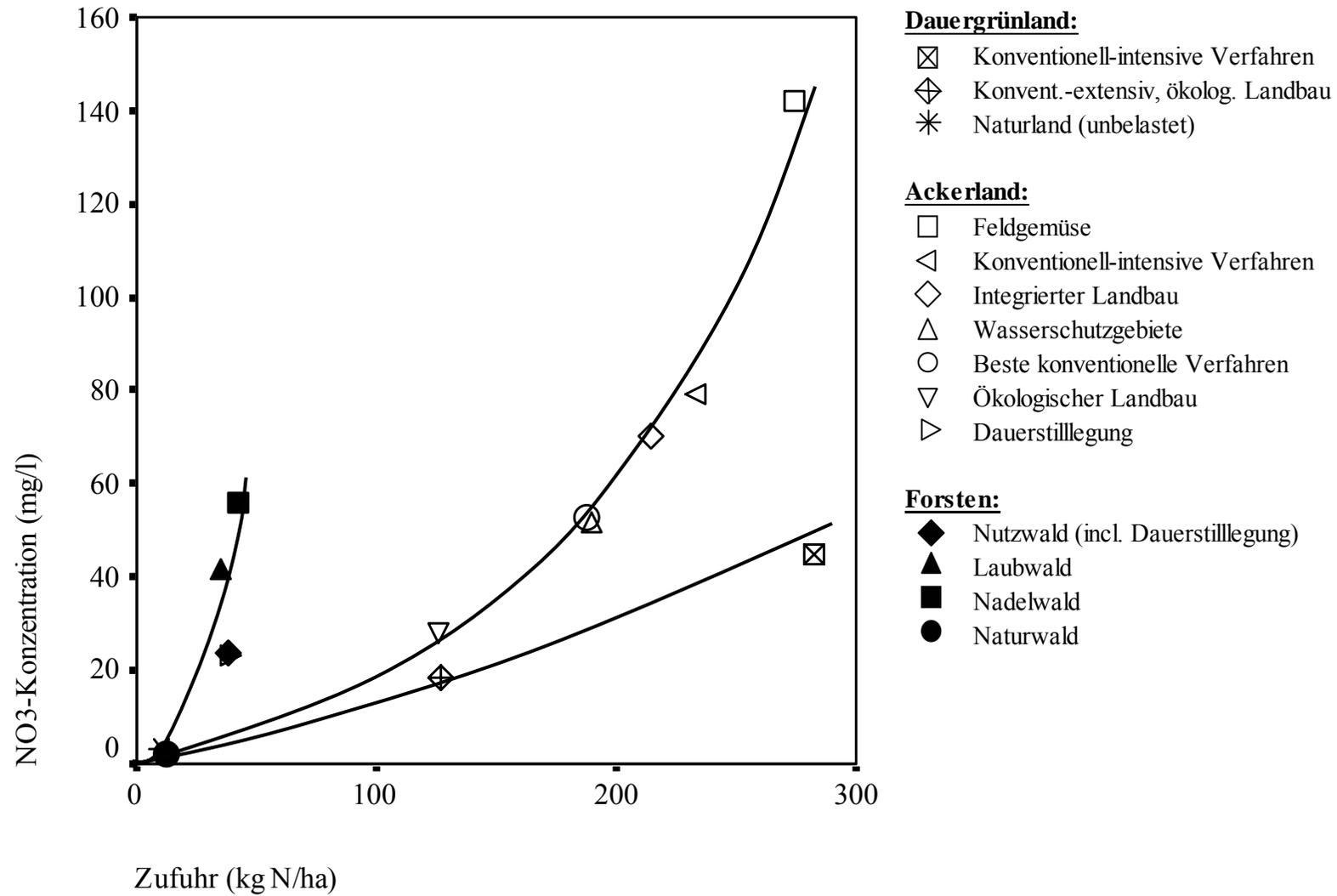


Abb. A 5: Beziehung zwischen N-Zufuhr und N-Auswaschung bei Grünland, Ackerland und Forsten

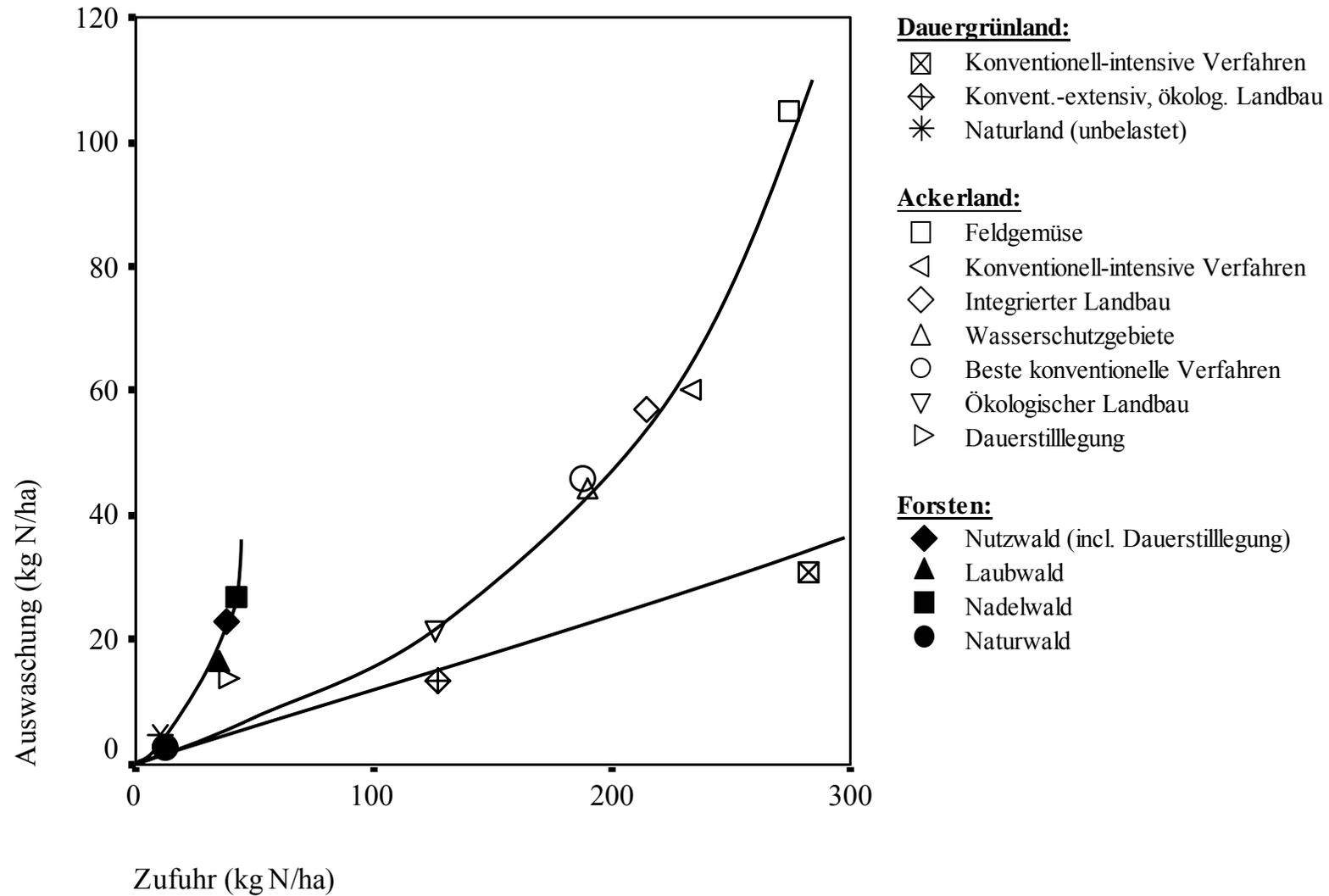


Abb. A 6: Beziehung zwischen N-Saldo und N-Zufuhr bei Grünland, Ackerland und Forsten

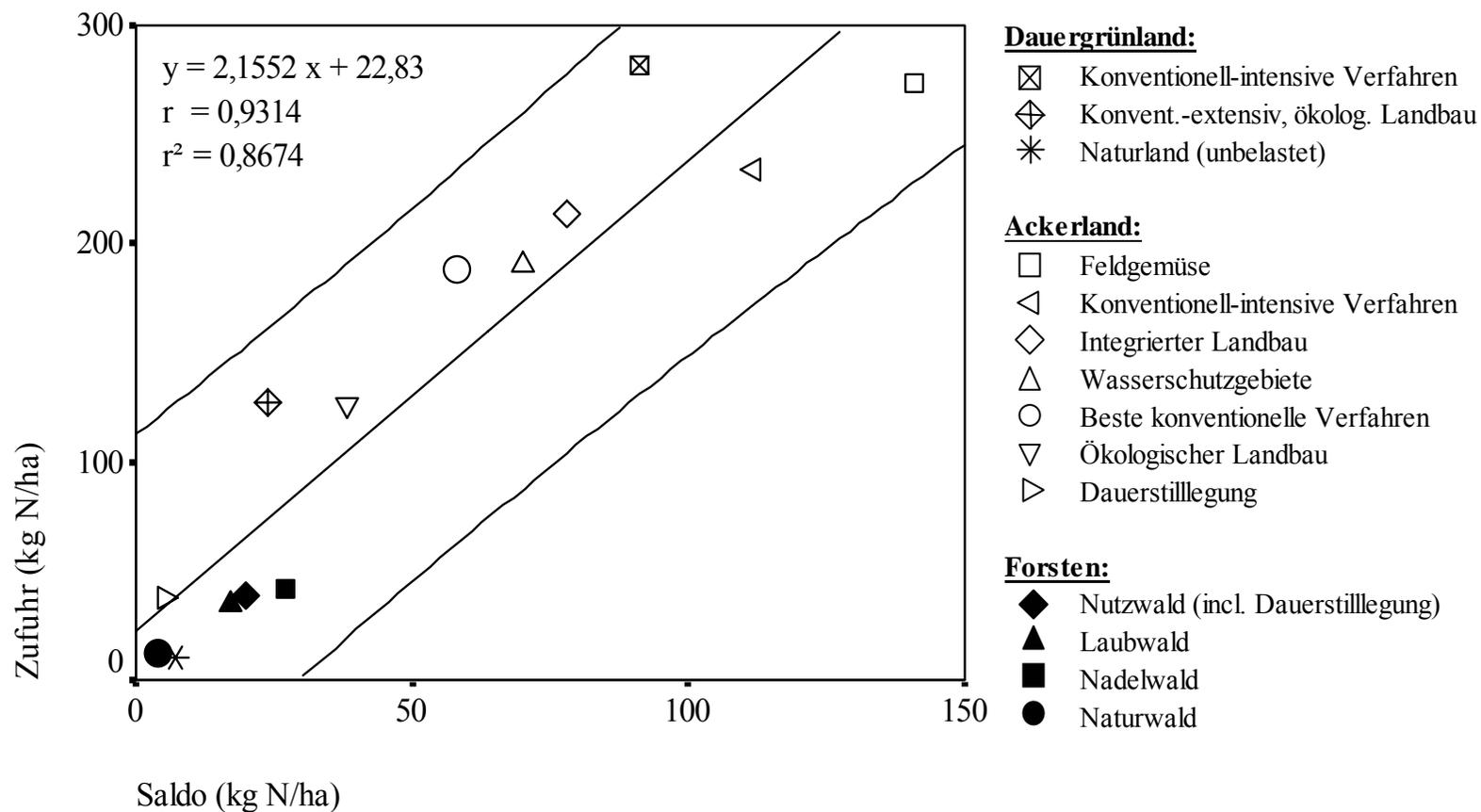


Abb. A 7: Beziehung zwischen N-Saldo und N_{\min} bei Grünland, Ackerland und Forsten

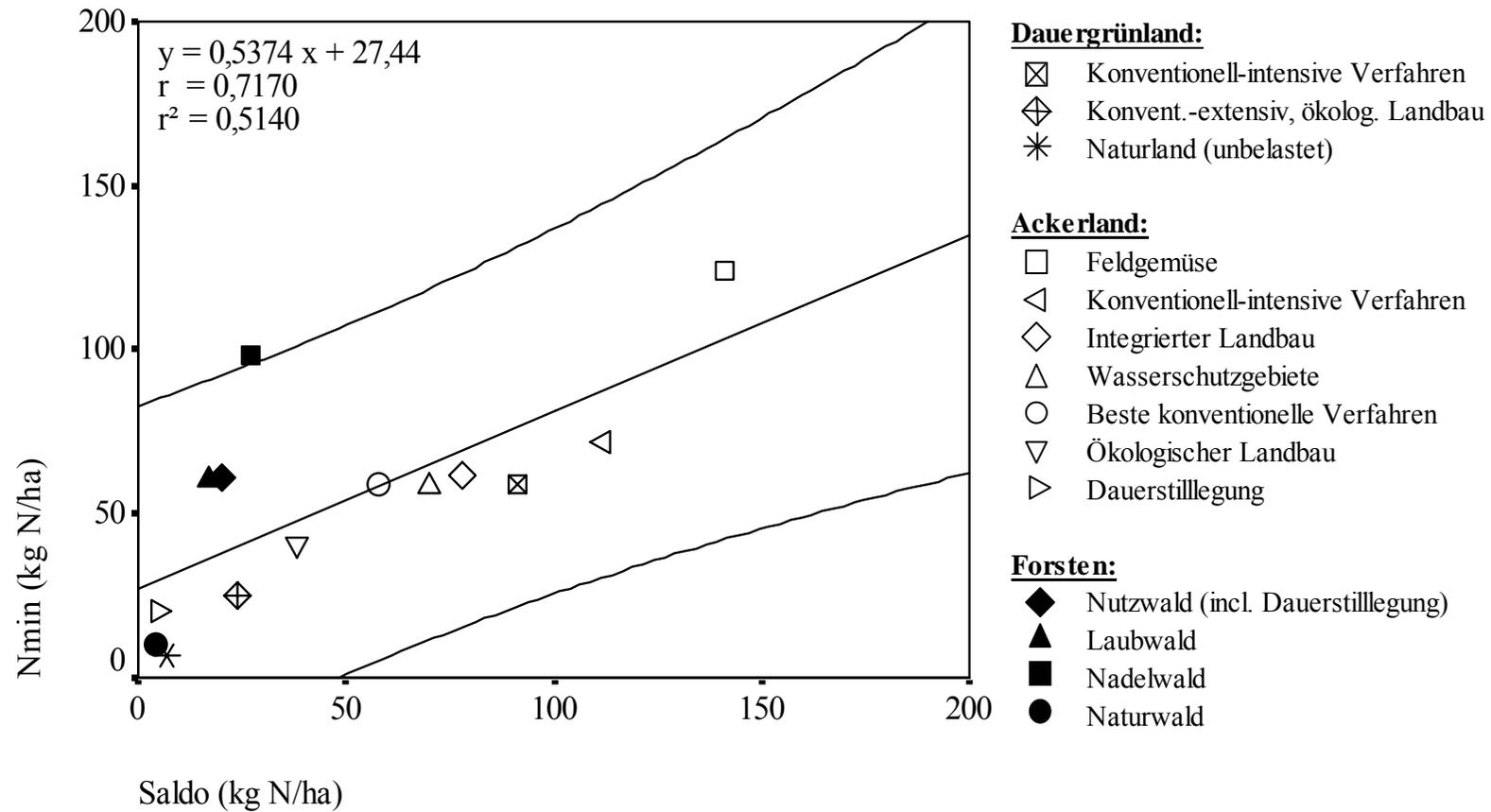


Abb. 7a: Beziehung zwischen N-Saldo und Nitratkonzentration bei Grünland, Ackerland und Forsten

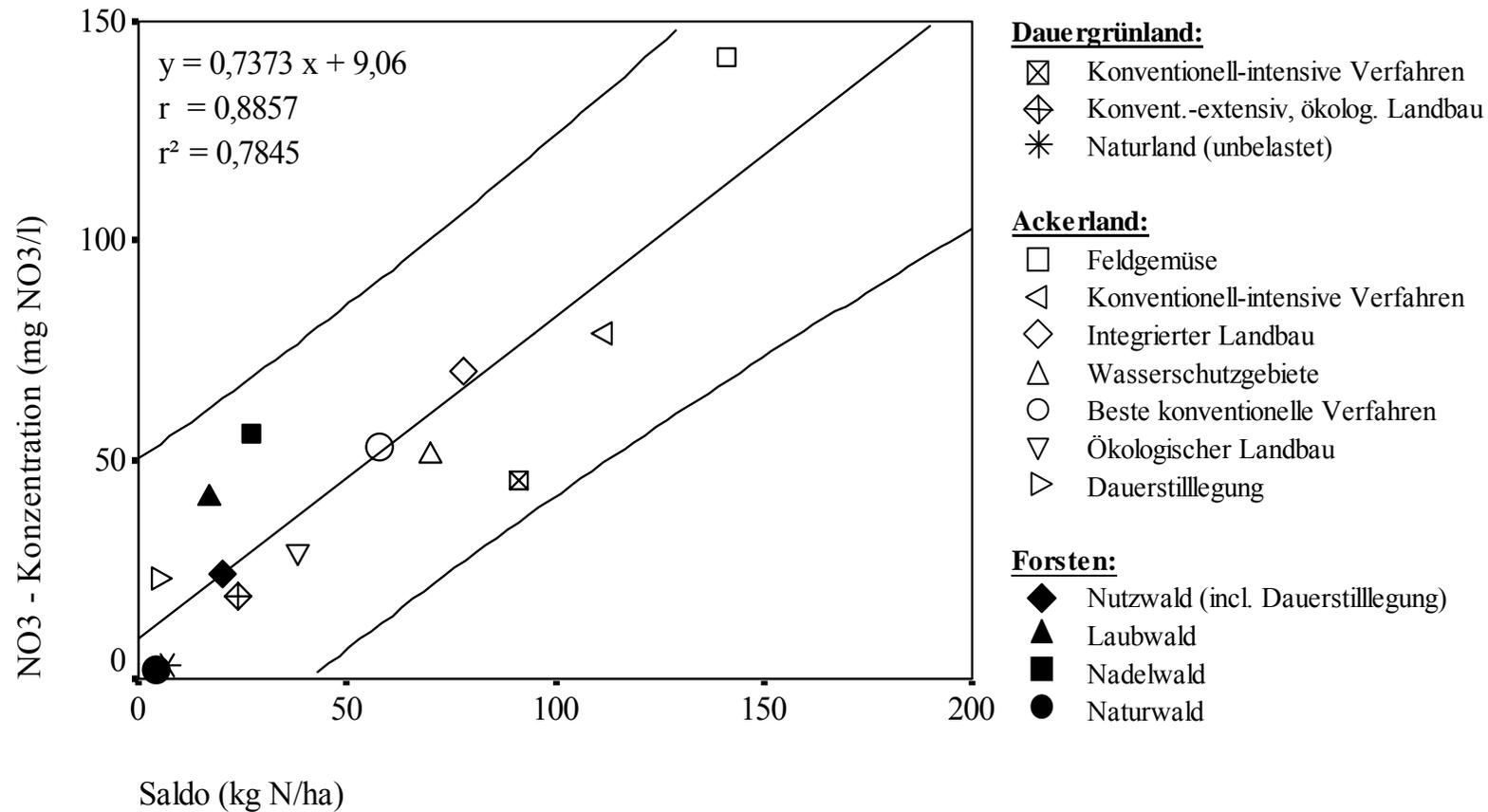


Abb. A 8: Beziehung zwischen N-Saldo und N-Auswaschung bei Grünland, Ackerland und Forsten

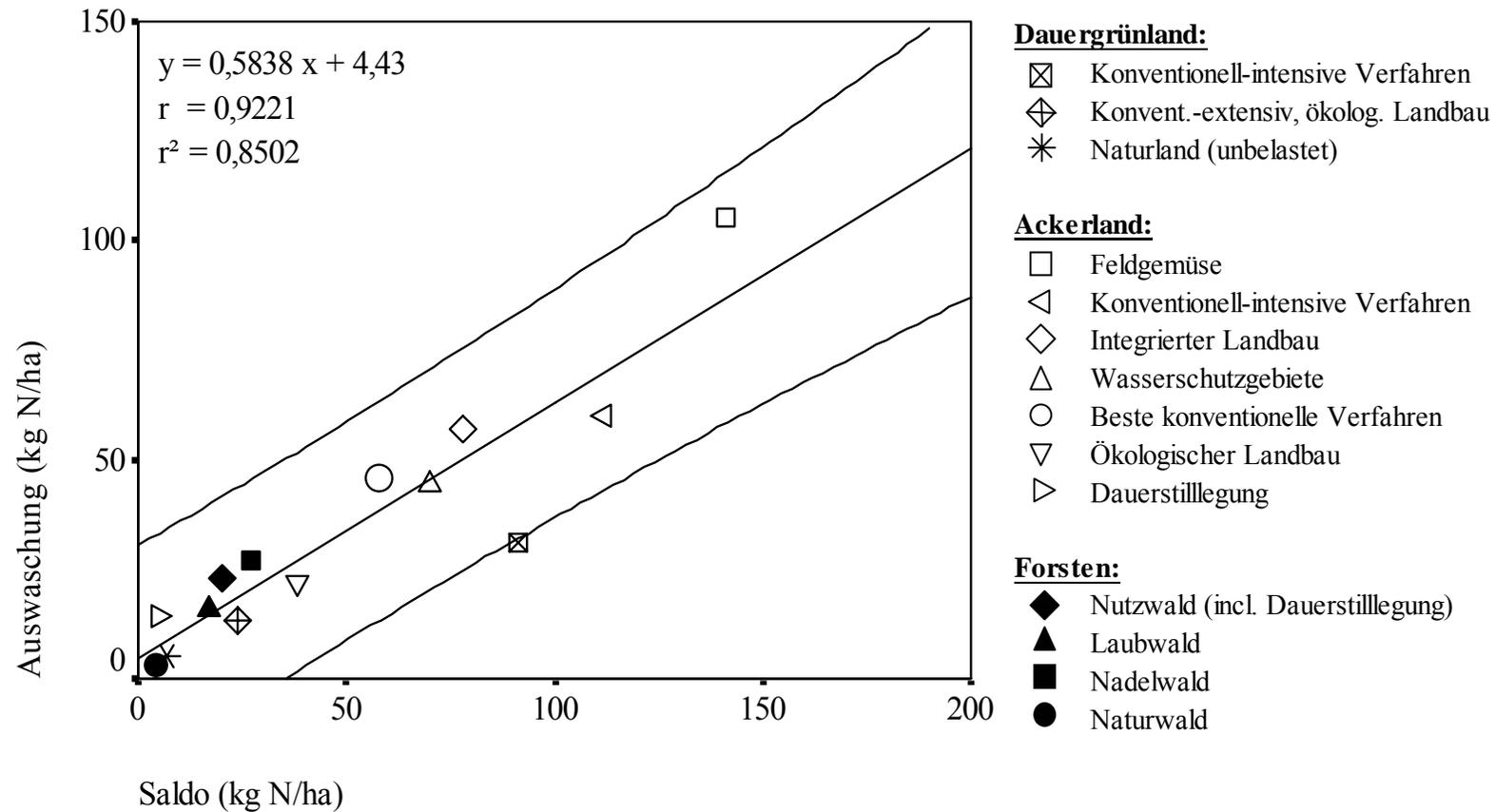


Abb. A 9: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der N-Abfuhr bei Ackerland

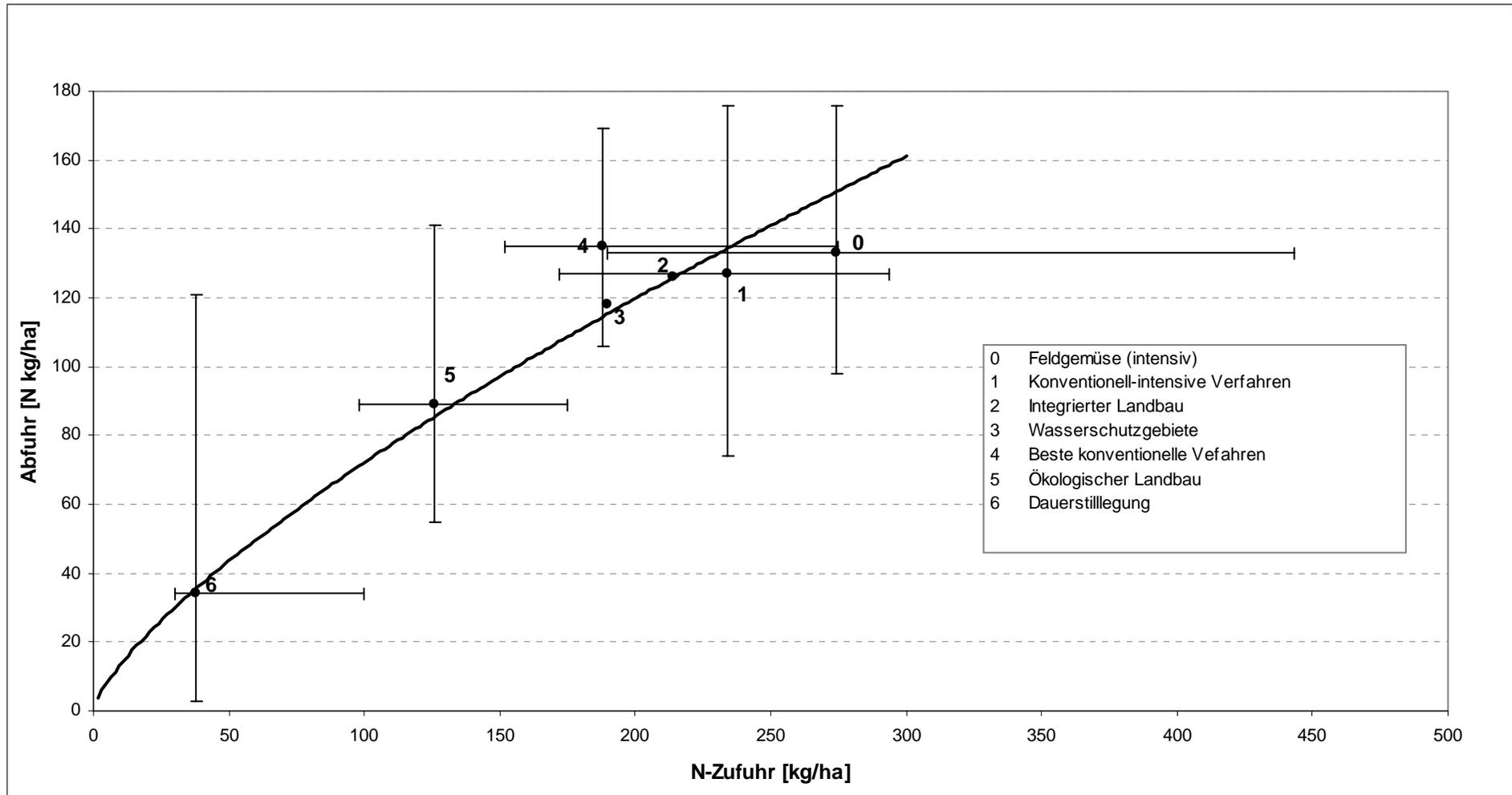
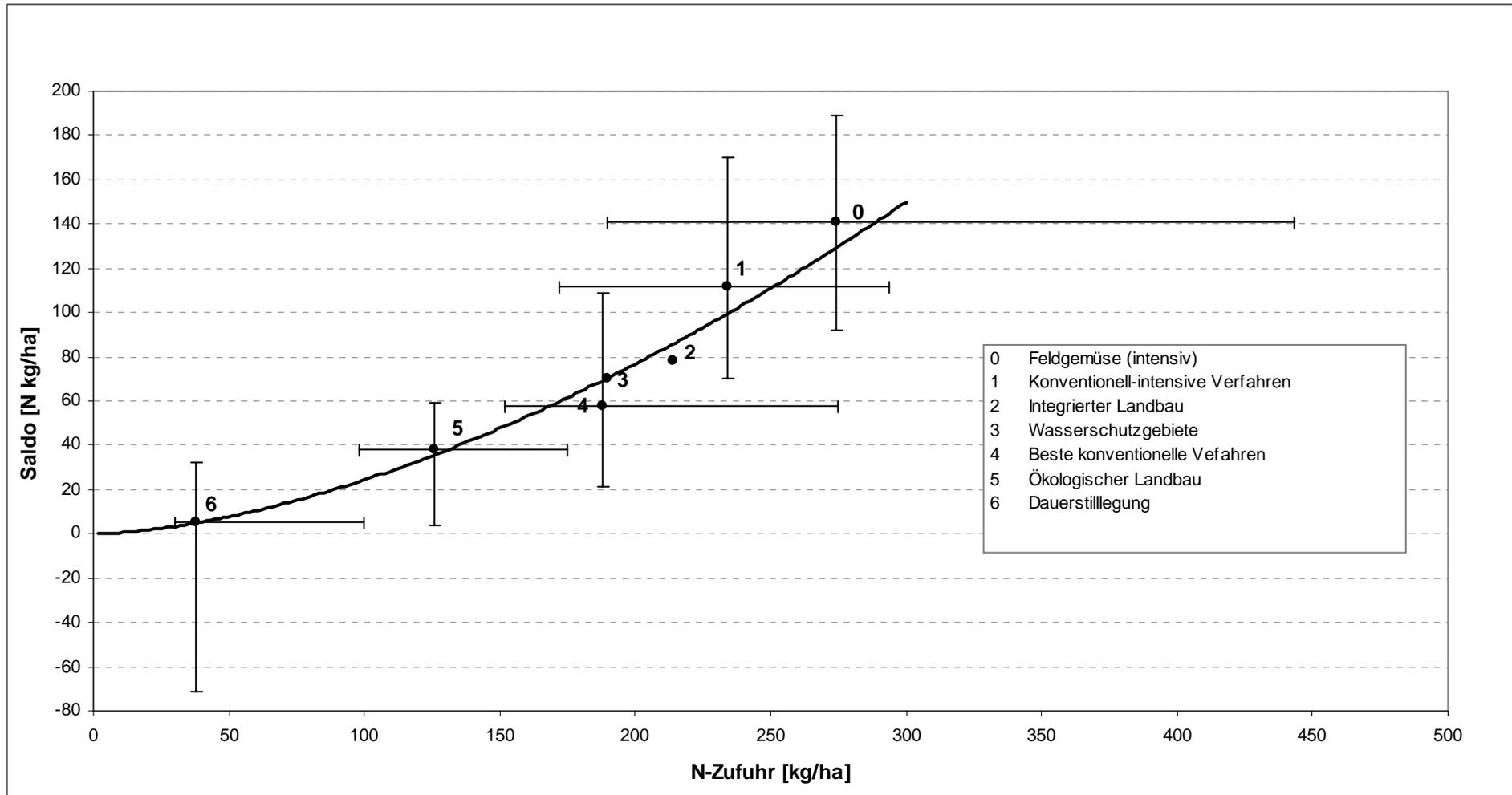


Abb. A 10: Beziehung zwischen N-Zufuhr und dem N-Saldo bei Ackerland



A 11: Beziehung zwischen N-Zufuhr und dem N_{\min} -Gehalt bei Ackerland

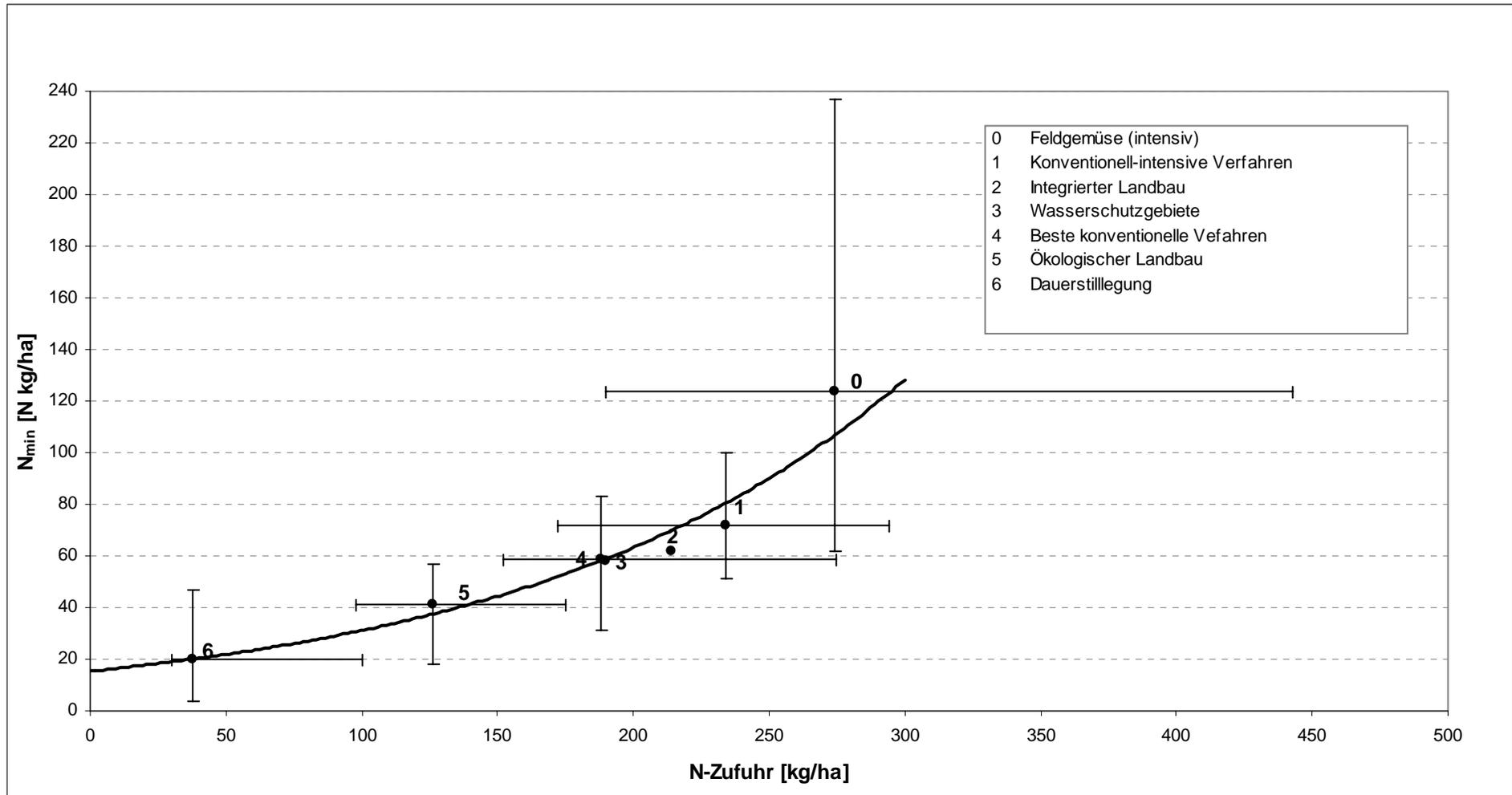


Abb. A 12: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der NO₃-Konzentration bei Ackerland

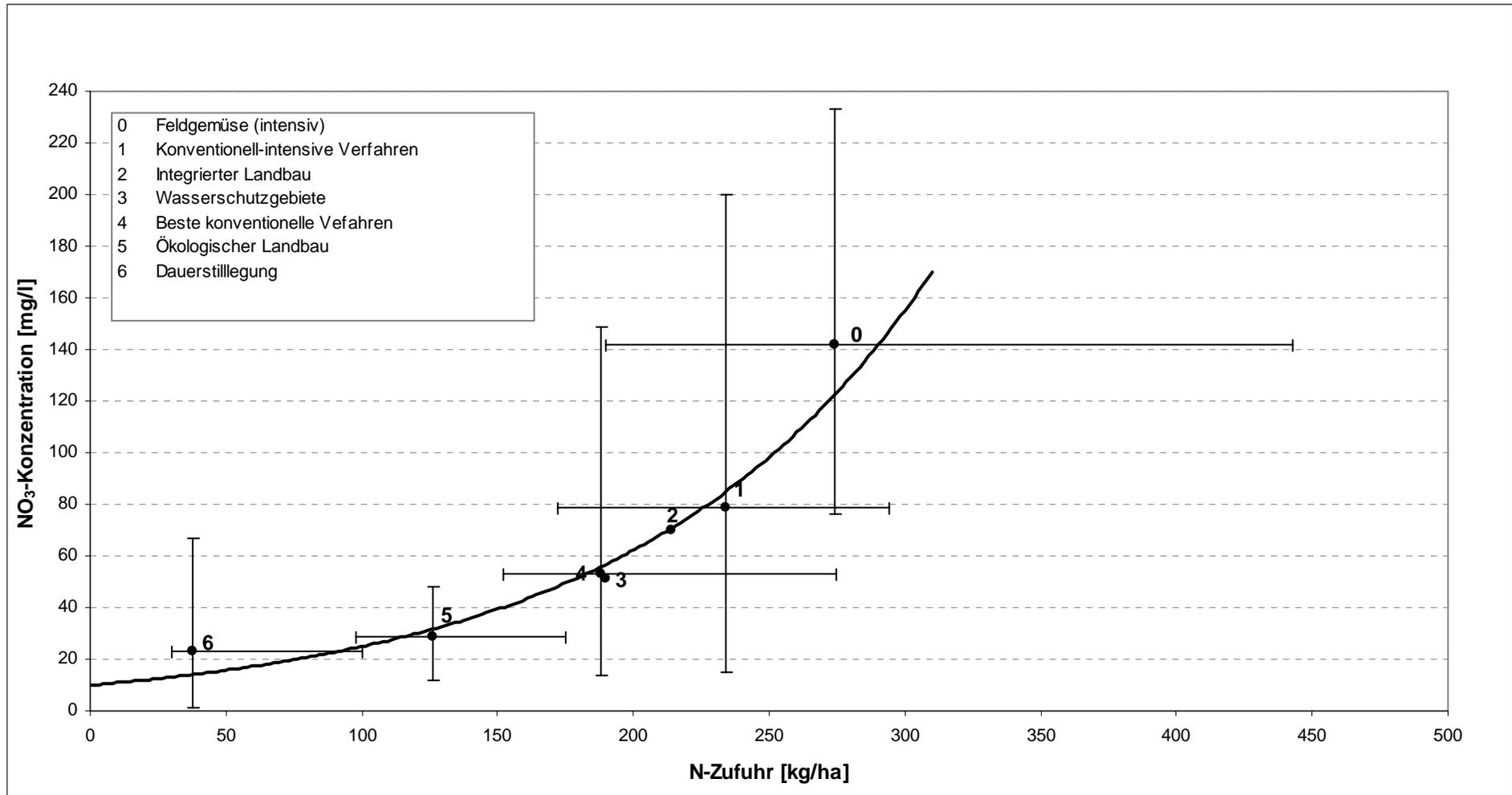


Abb. A 13: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der N-Auswaschung bei Ackerland

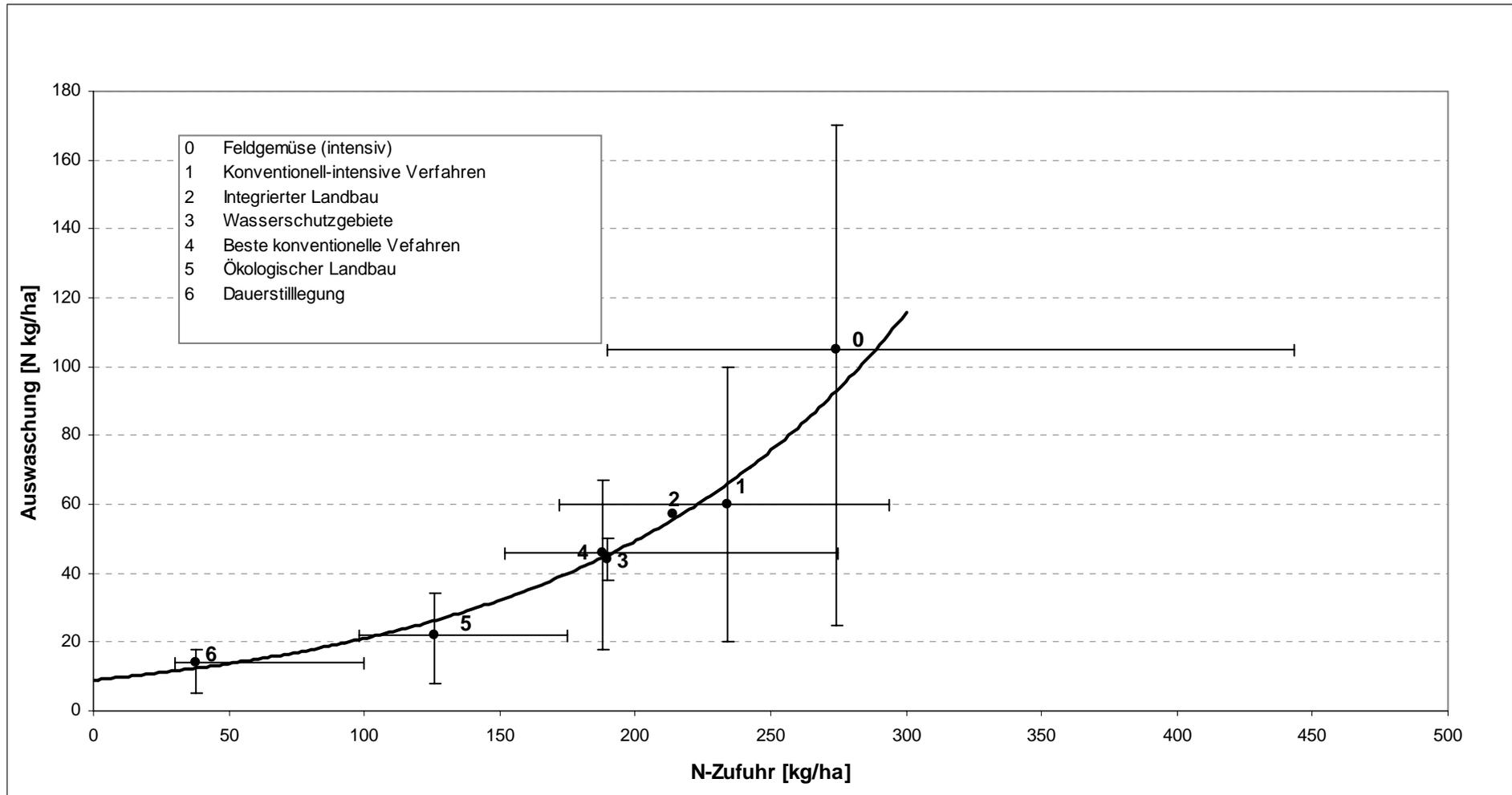


Abb. A 14: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N-Zufuhr bei Ackerland

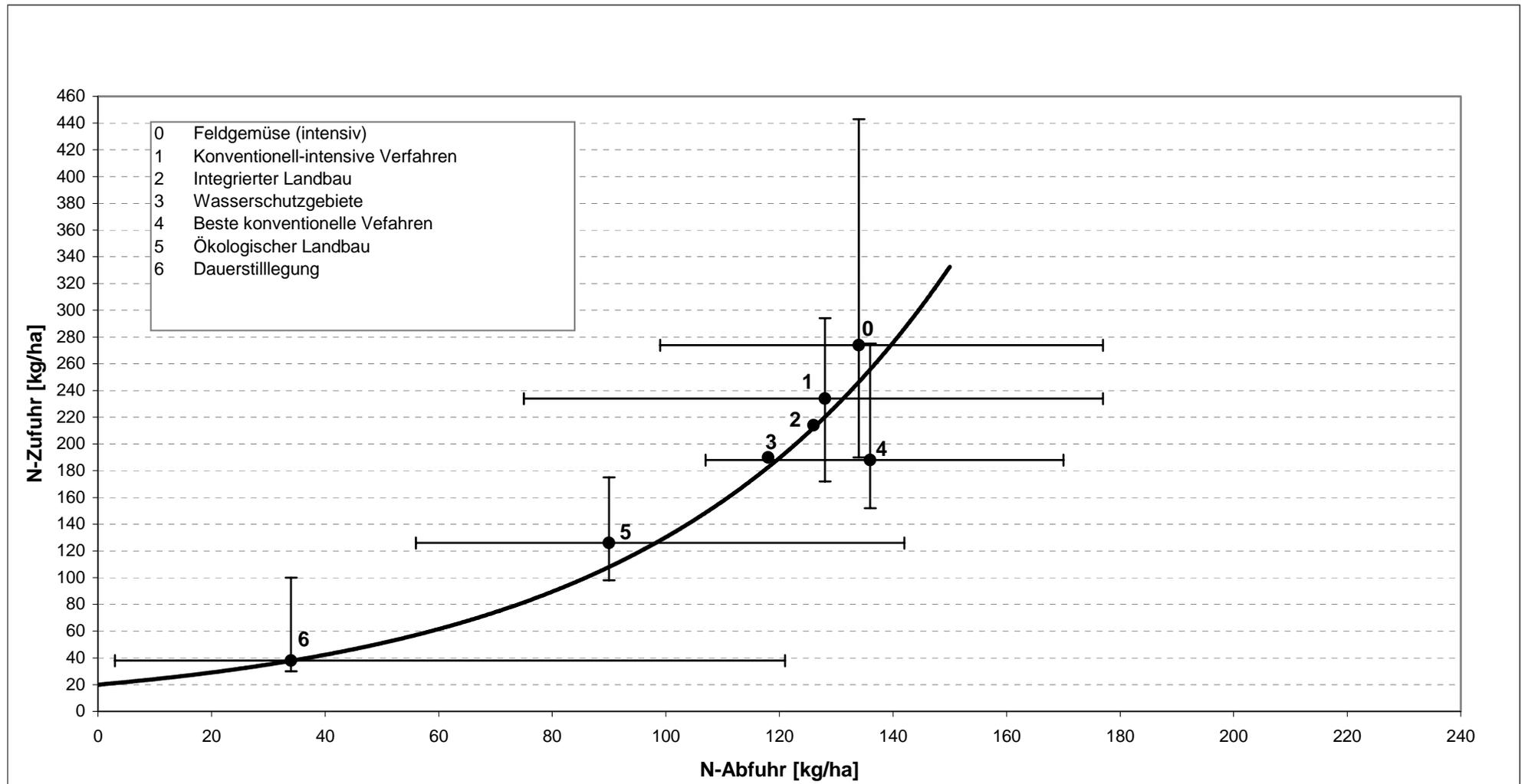


Abb. A 15: Beziehung zwischen N-Abfuhr und dem N-Saldo bei Ackerland

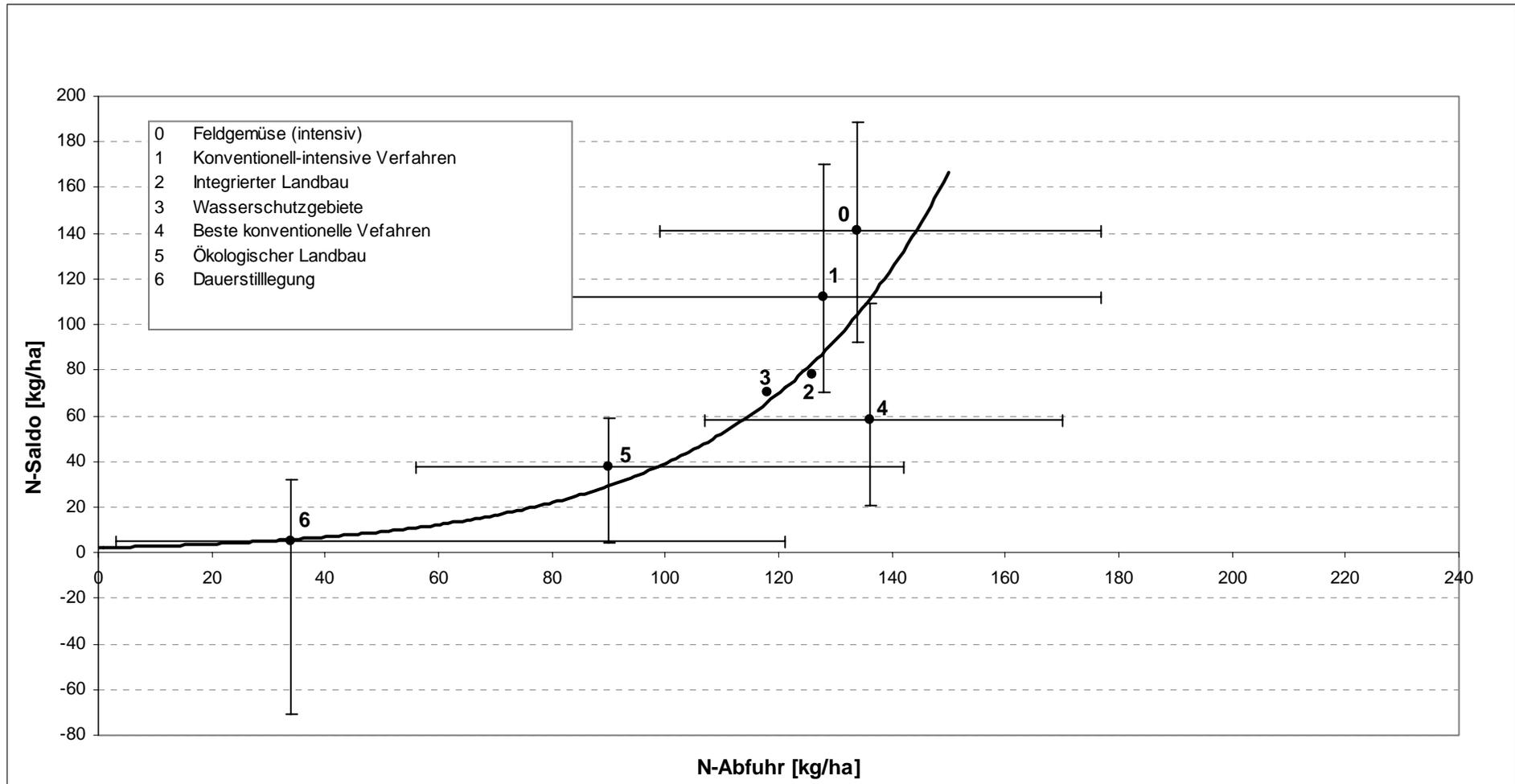


Abb. A 16: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N_{\min} bei Ackerland

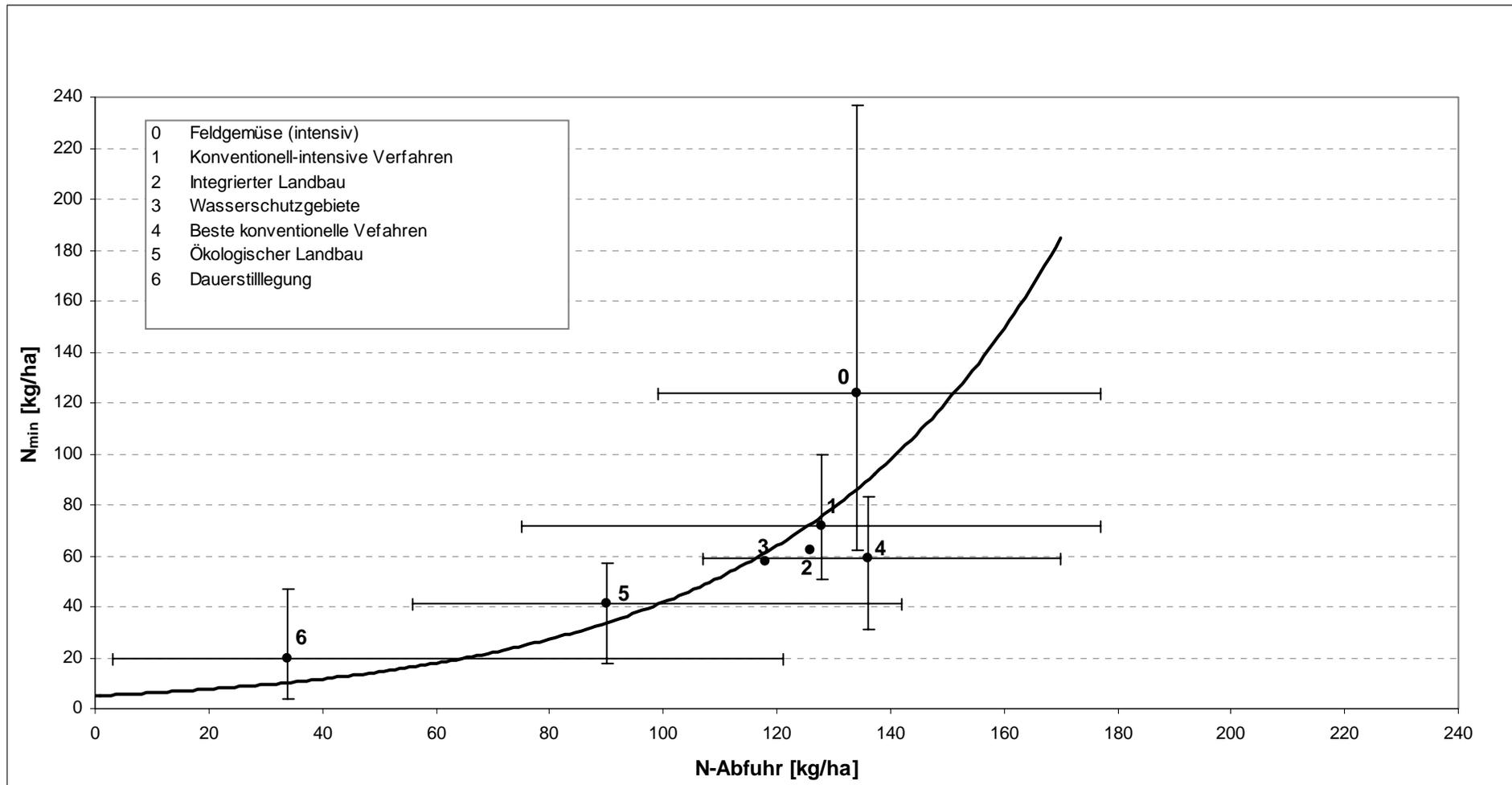


Abb. A 17: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der NO₃-Konzentration bei Ackerland

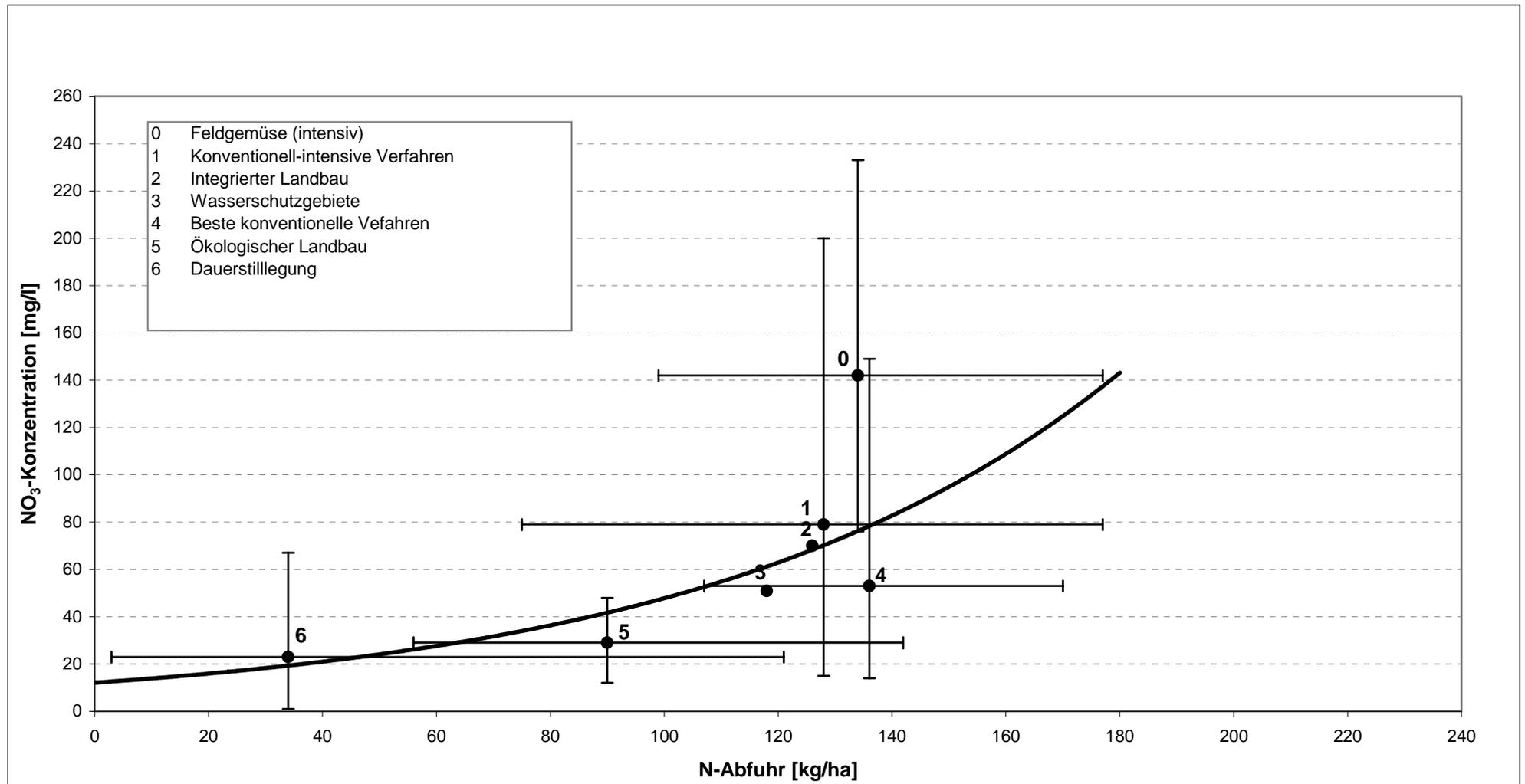


Abb. A 18: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N-Auswaschung bei Ackerland

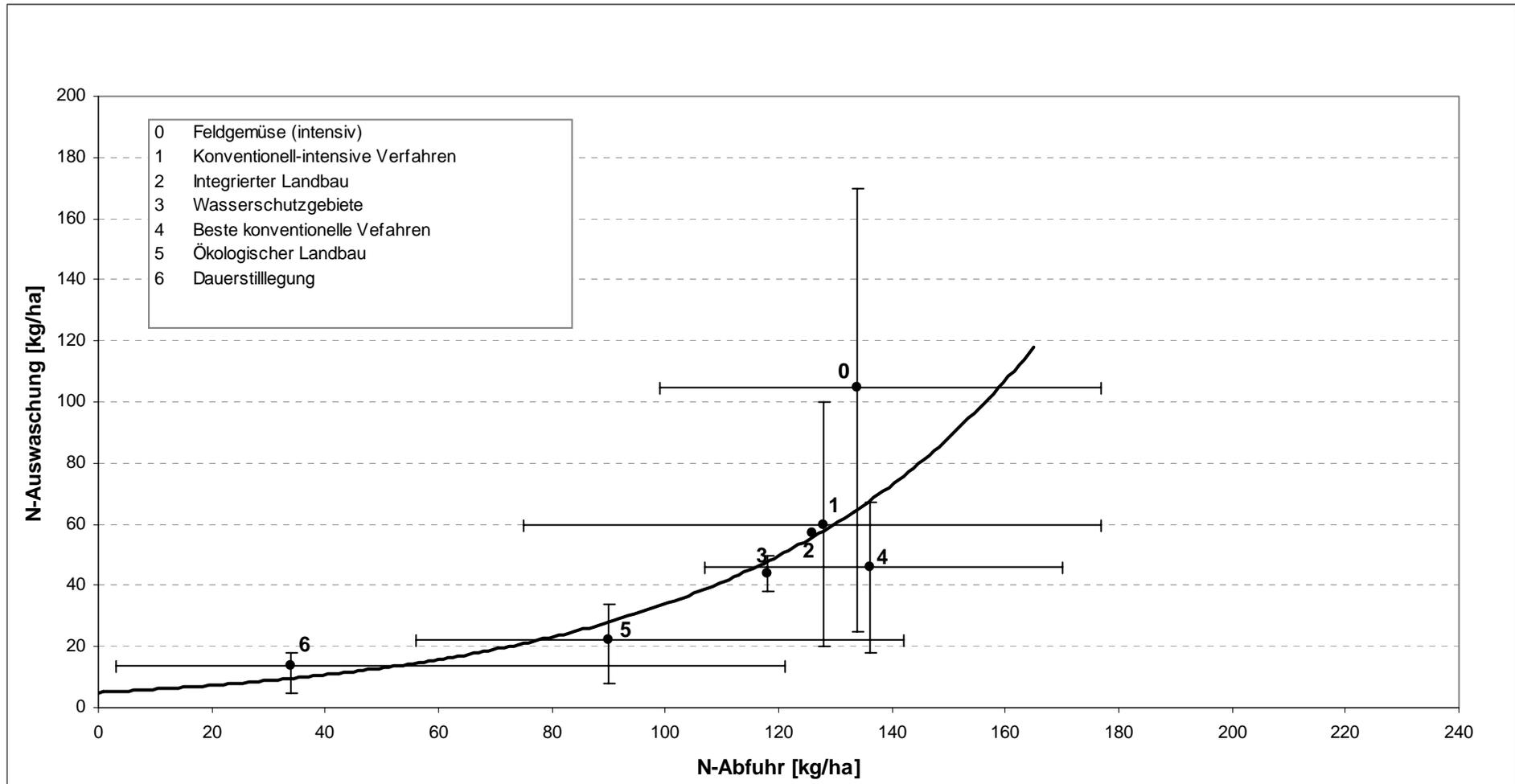


Abb. A 19: Beziehung zwischen N-Saldo und der N-Zufuhr bei Ackerland

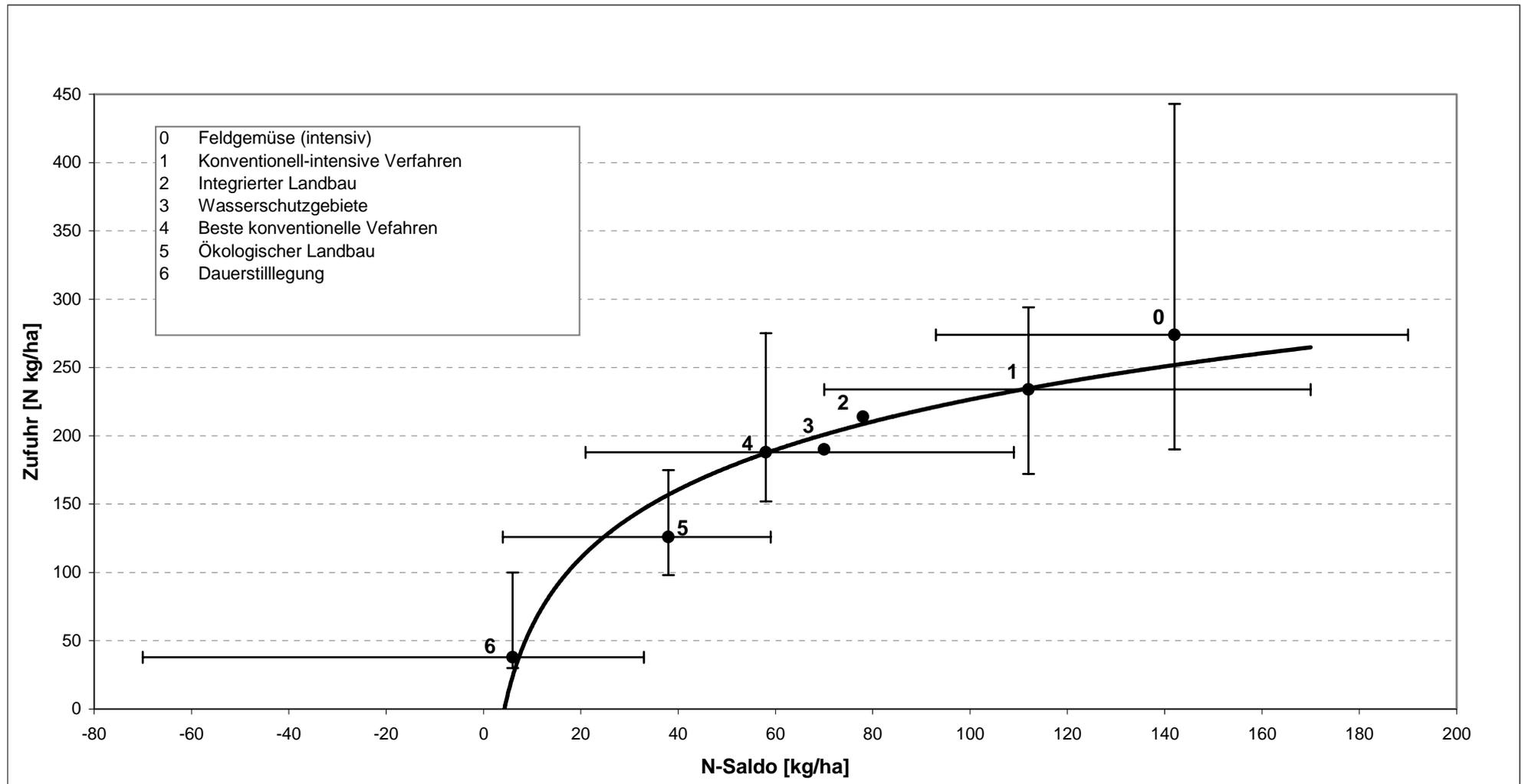


Abb. A 20: Beziehung zwischen N-Saldo und der N-Abfuhr bei Ackerland

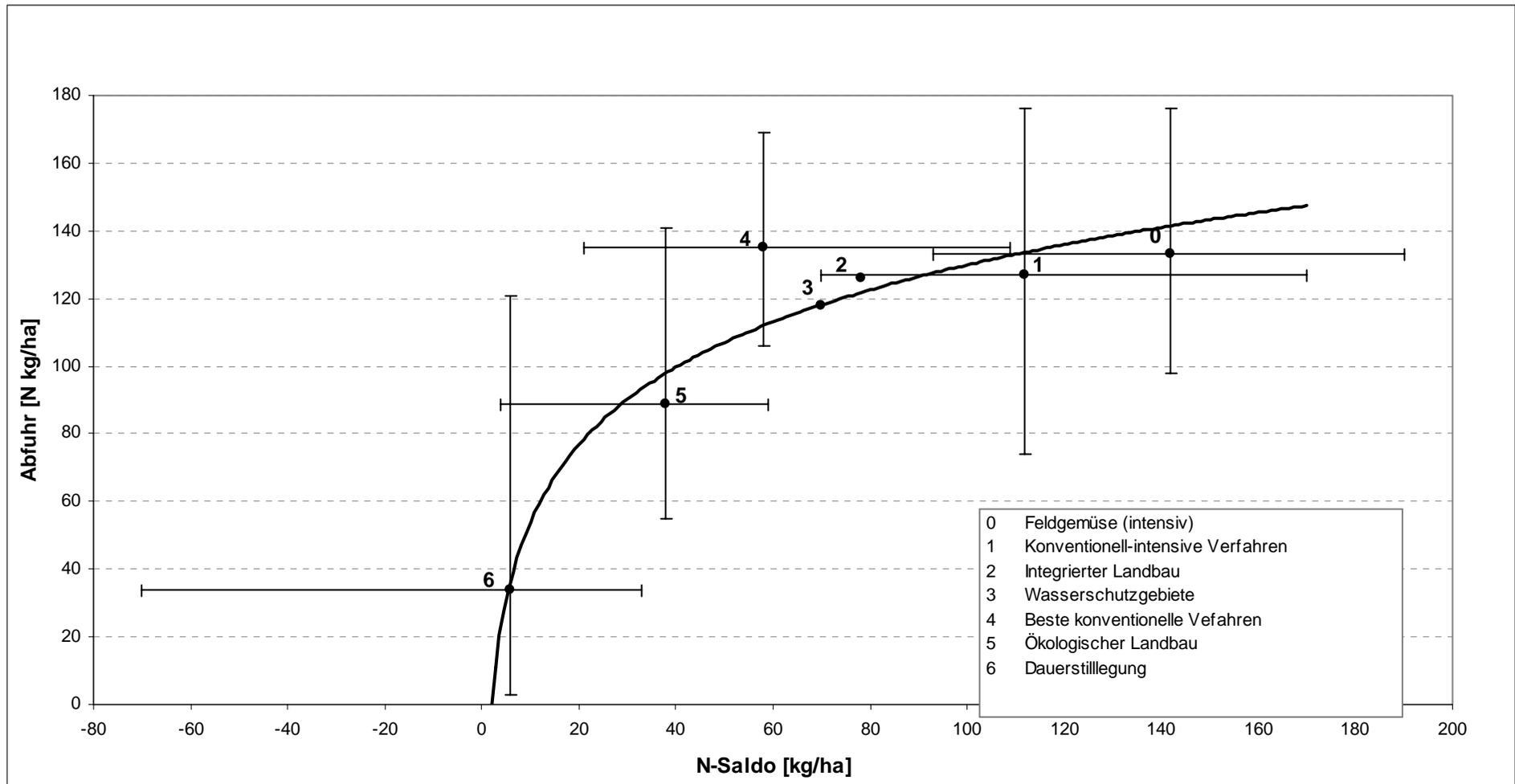


Abb. A 21: Beziehung zwischen N-Saldo und dem N_{\min} -Gehalt bei Ackerland

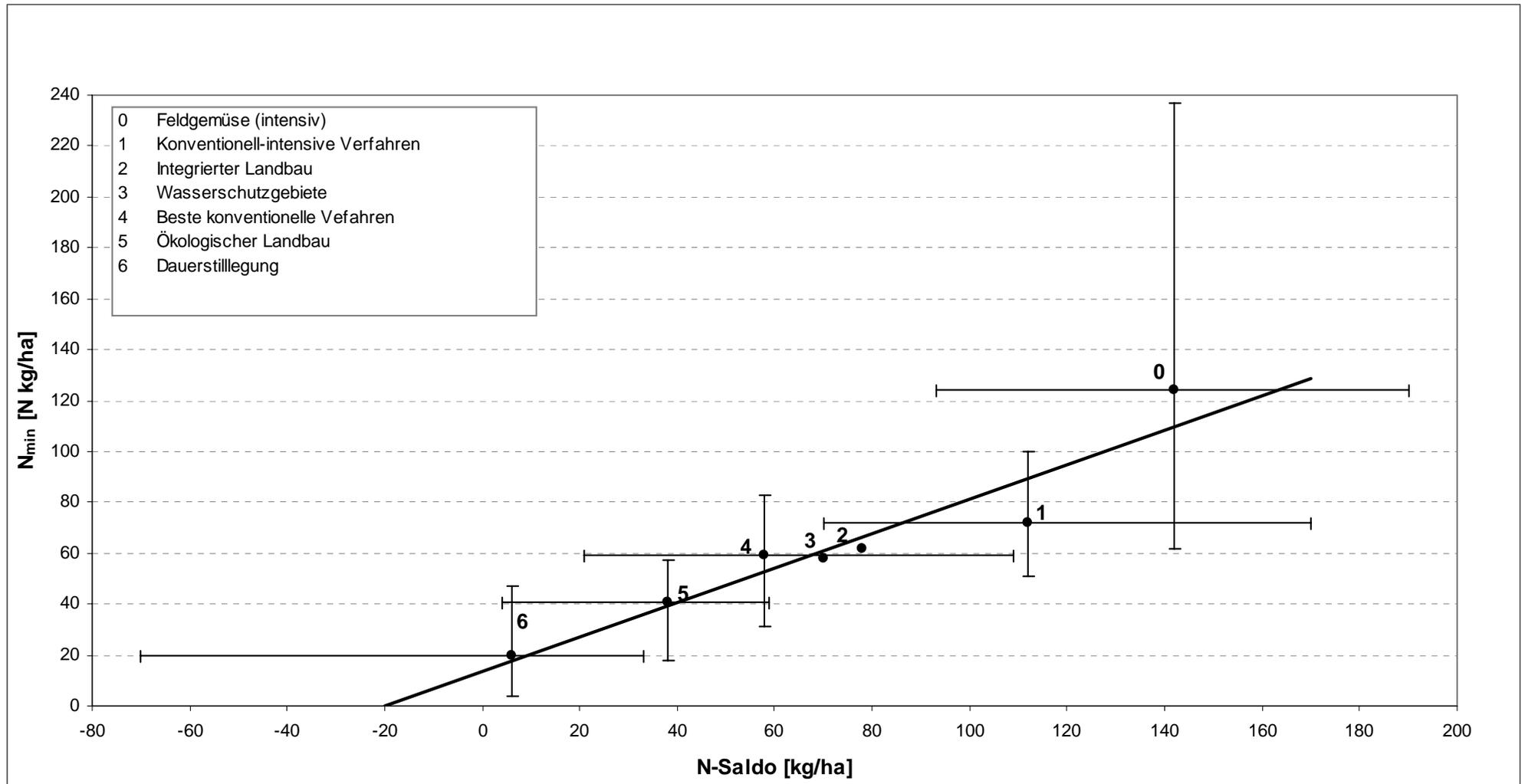


Abb. A 22: Beziehung zwischen N-Saldo und der NO₃-Konzentration bei Ackerland

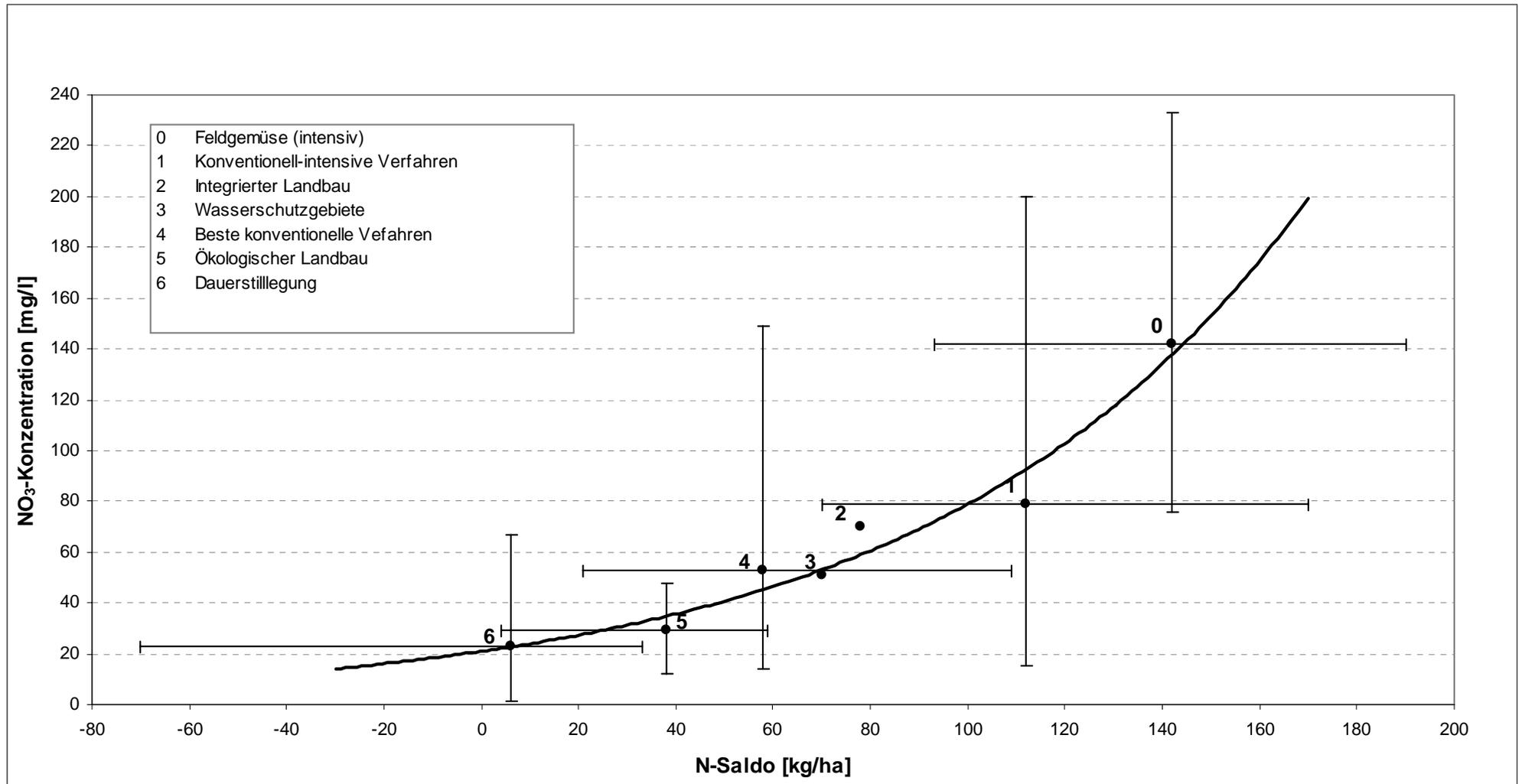


Abb. A 23: Beziehung zwischen N-Saldo und der NO₃-Konzentration bei Ackerland (linear)

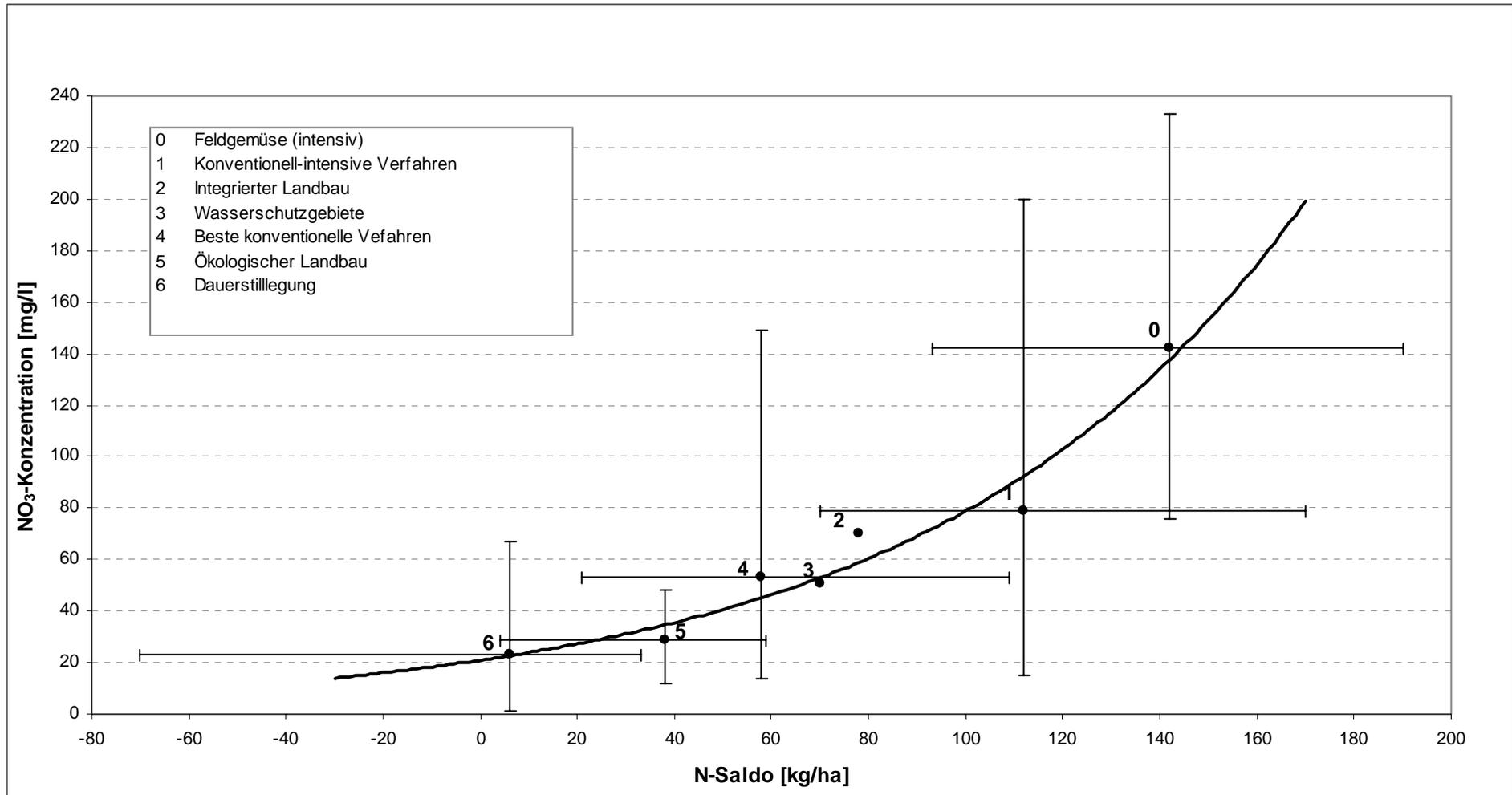


Abb. A 24: Beziehung zwischen N-Saldo und der Auswaschung bei Ackerland

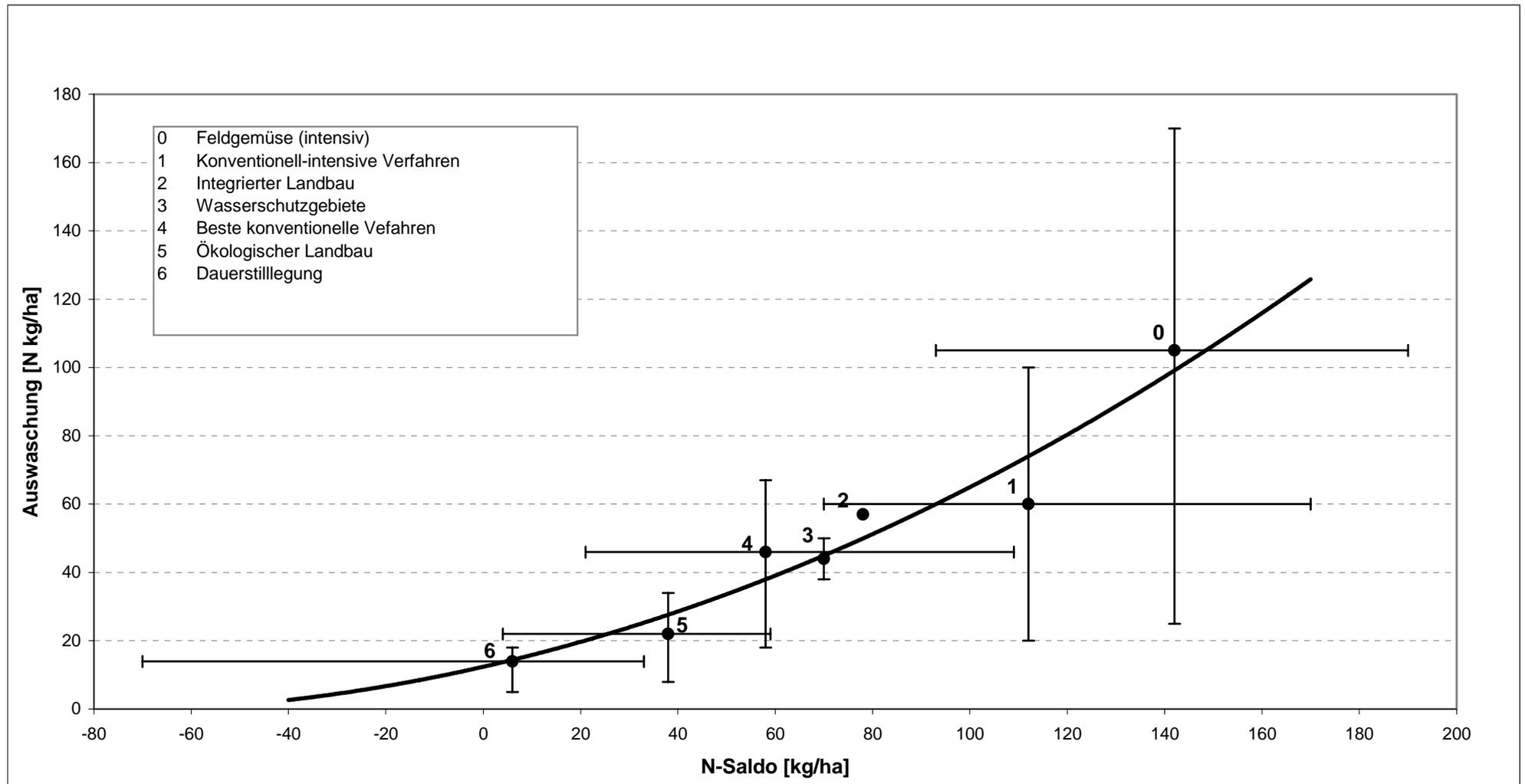


Abb. A 25: Beziehung zwischen N_{\min} und der N-Zufuhr bei Ackerland

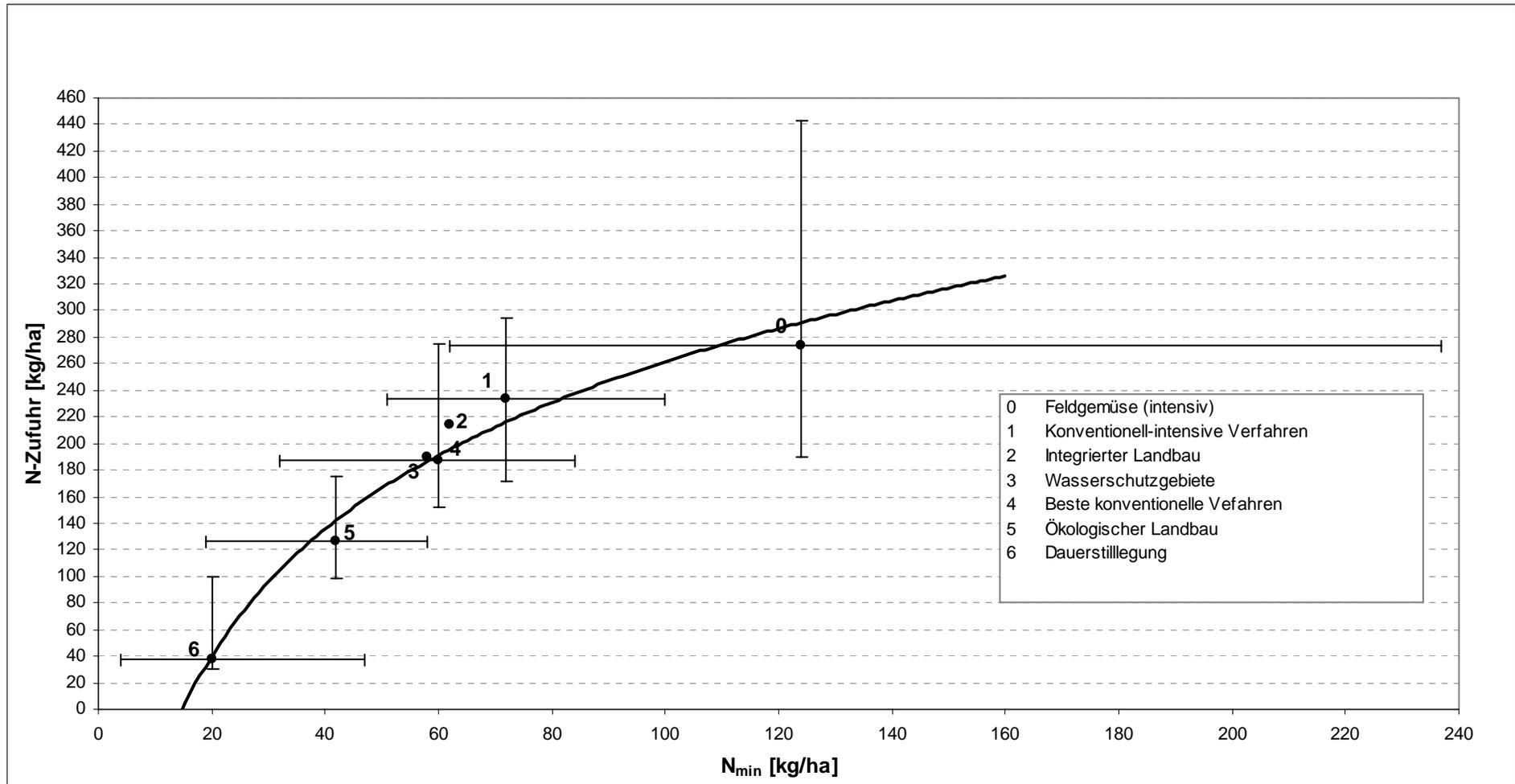


Abb. A 26: Beziehung zwischen N_{\min} und der N-Abfuhr bei Ackerland

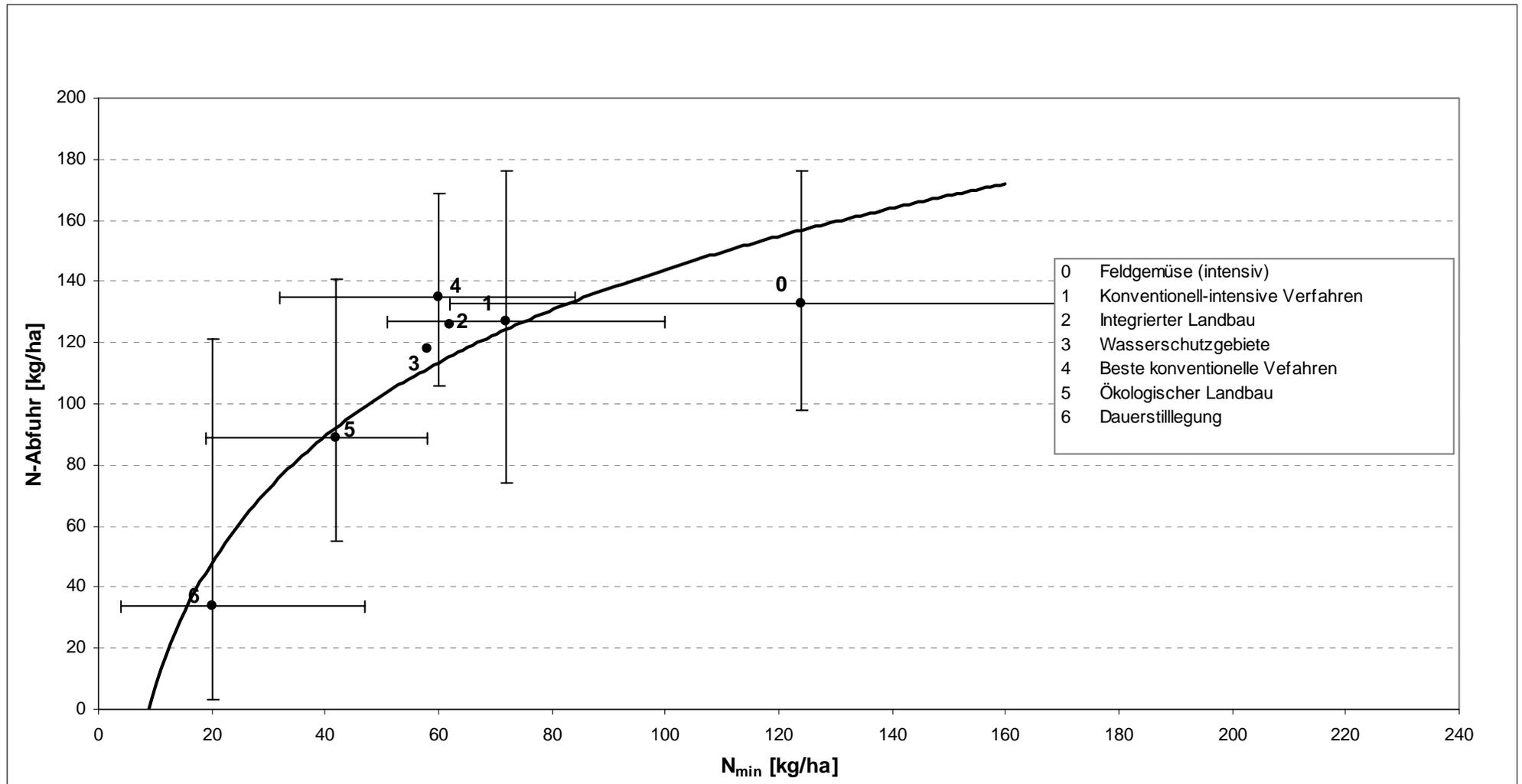


Abb. A 27: Beziehung zwischen N_{\min} und dem N-Saldo bei Ackerland

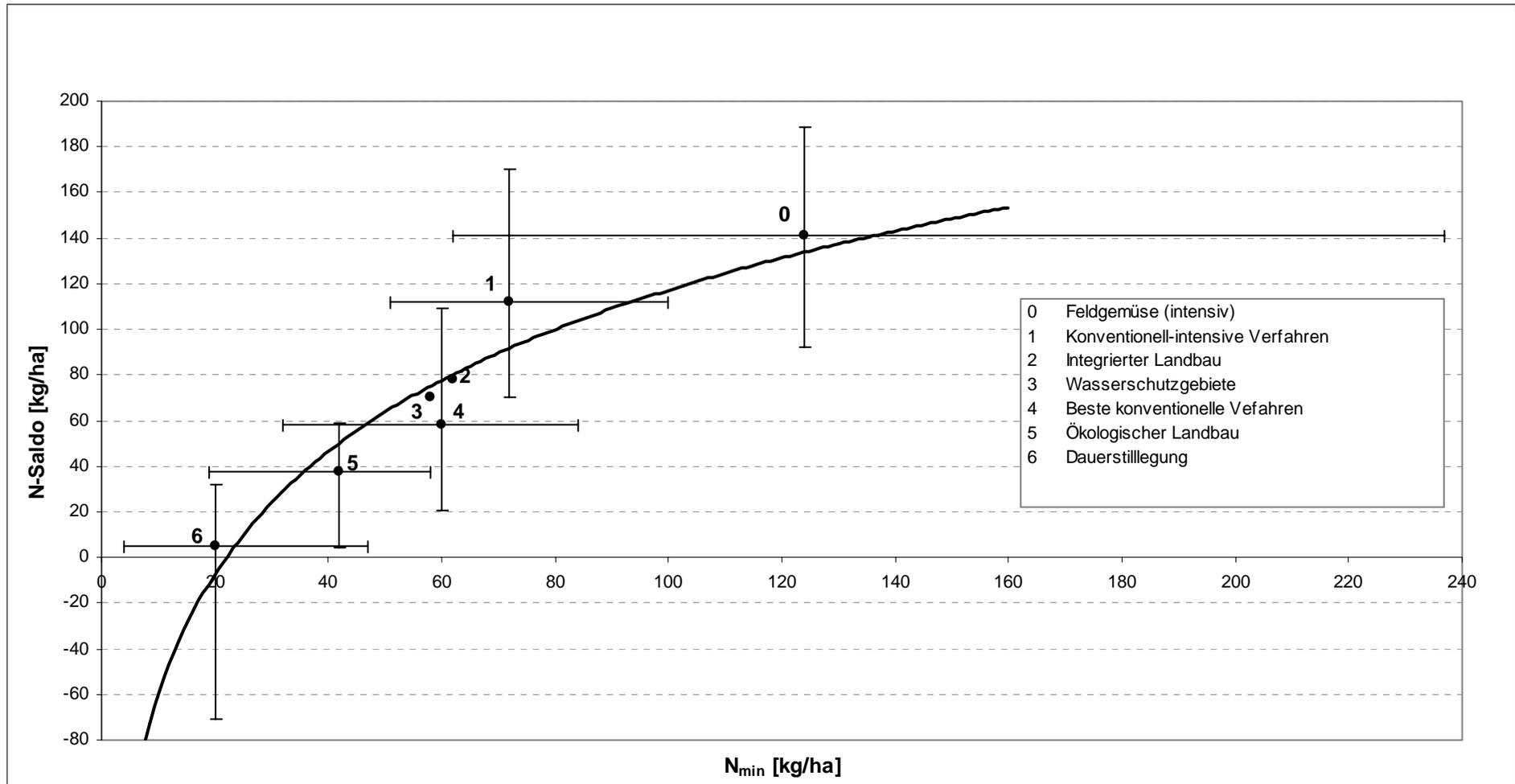


Abb. A 28: Beziehung zwischen N_{\min} und der NO_3 -Konzentration bei Ackerland

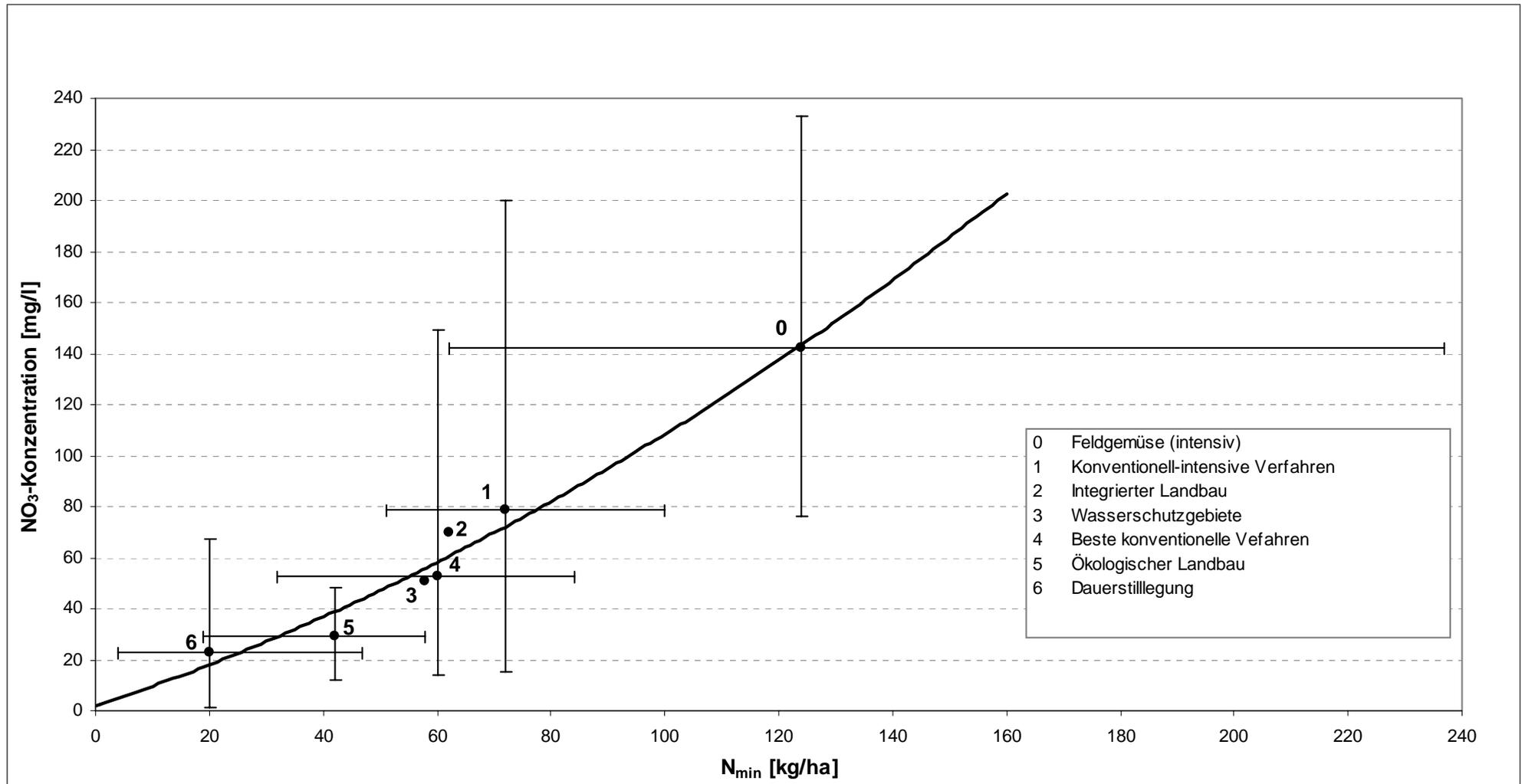


Abb. A 29: Beziehung zwischen N_{\min} und der Auswaschung bei Ackerland

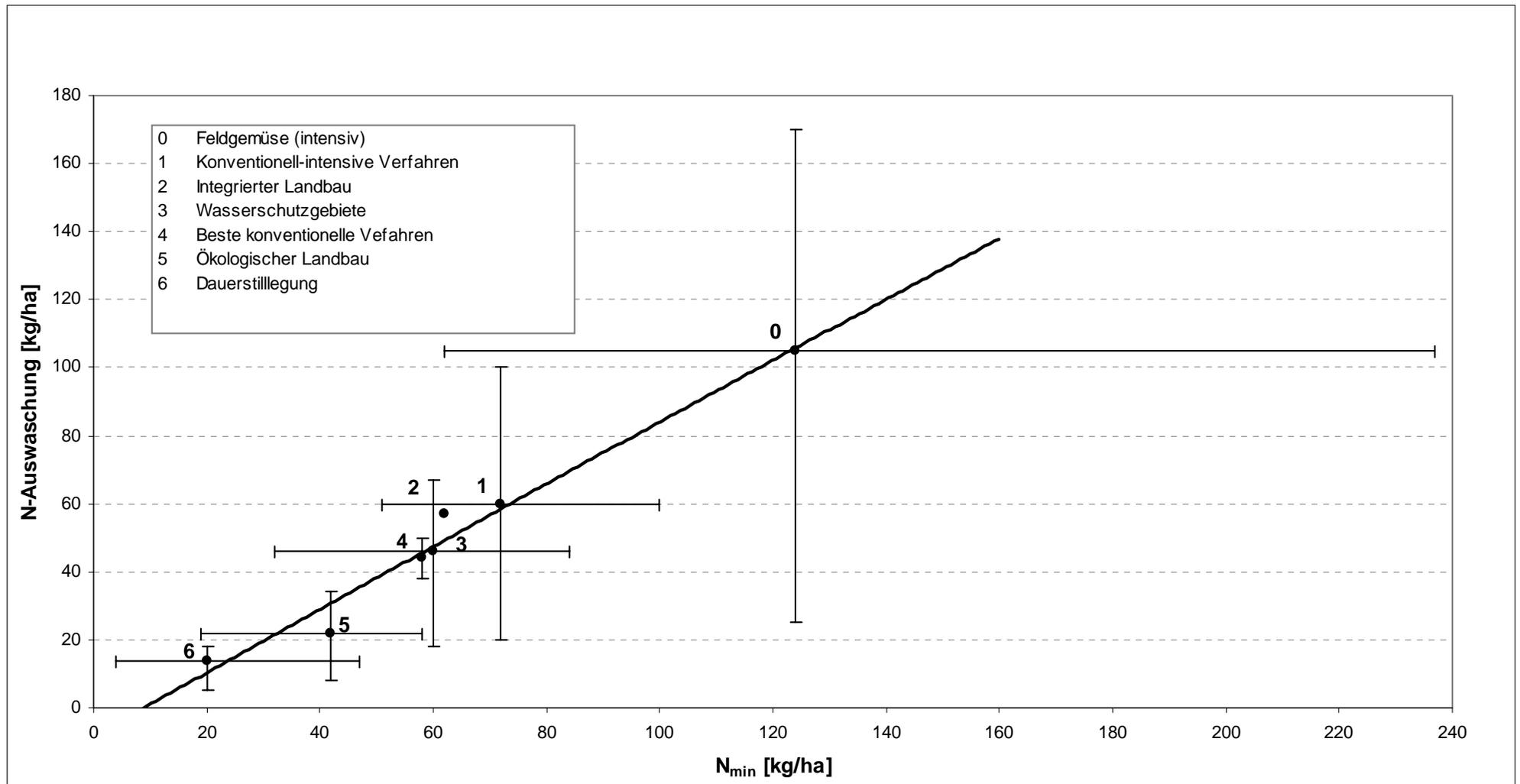


Abb. A 30: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der N-Abfuhr bei Grünland

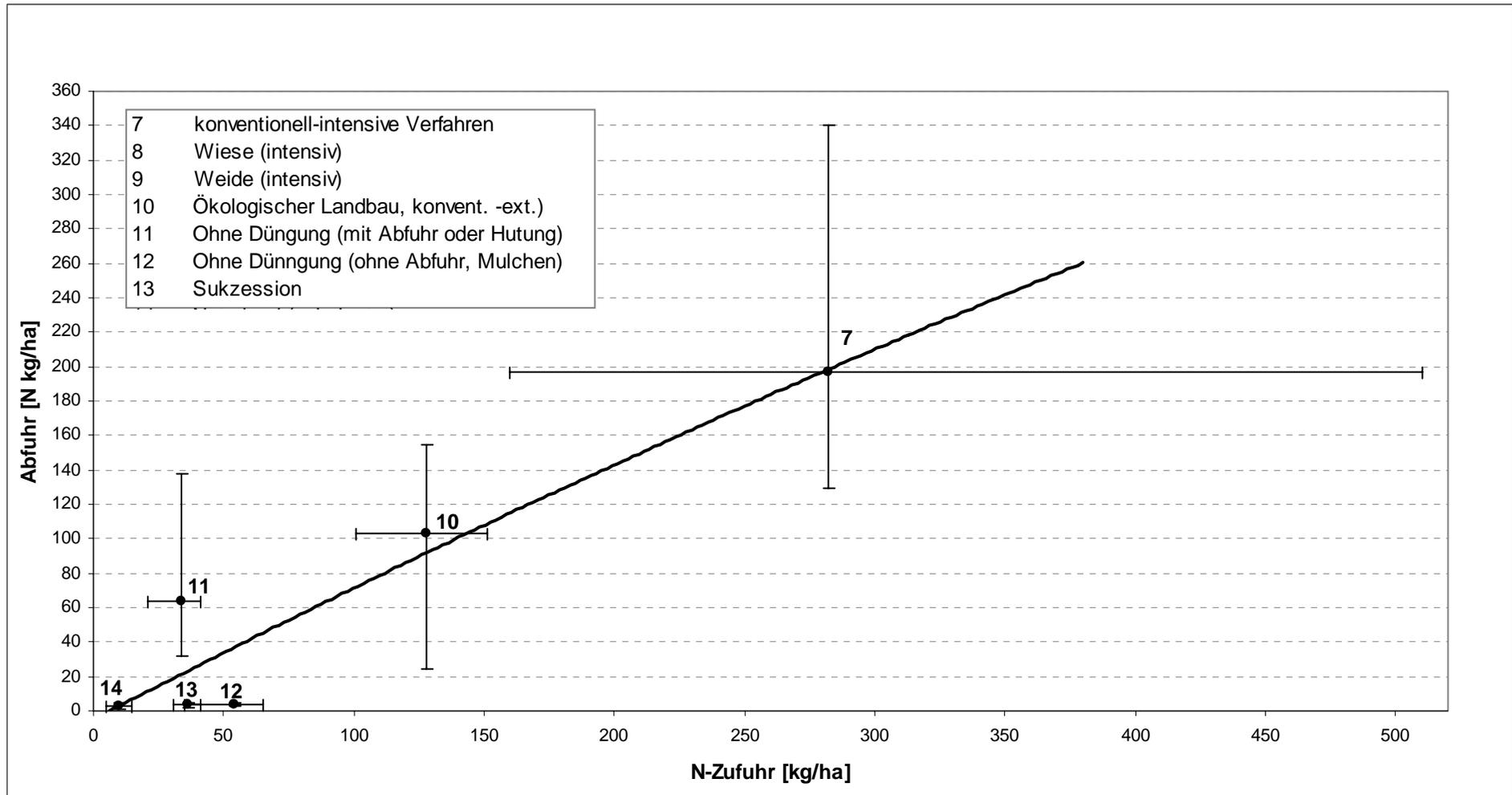


Abb. A 31: Beziehung zwischen N-Zufuhr und dem N-Saldo bei Grünland

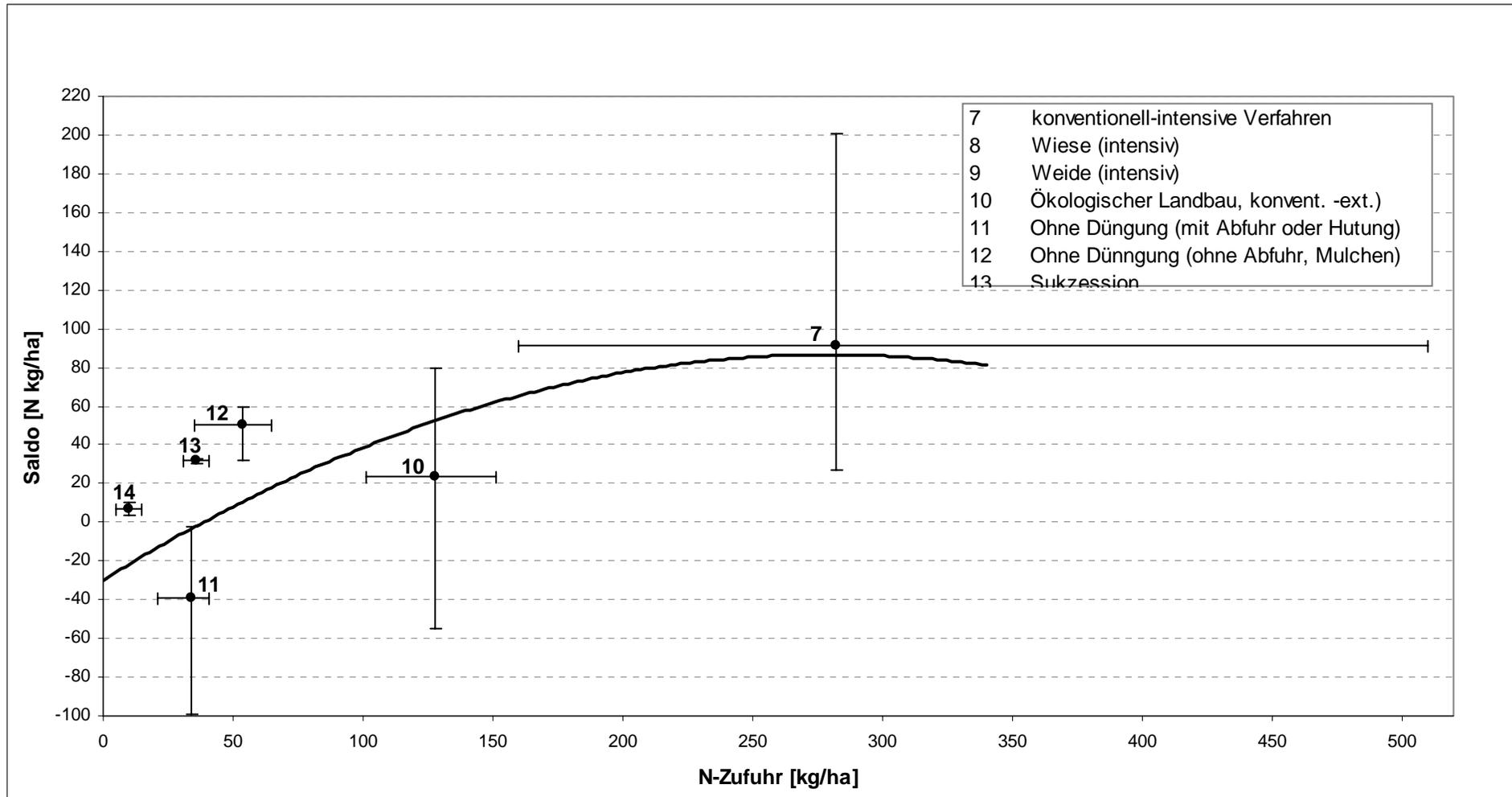


Abb. A 32: Beziehung zwischen N-Zufuhr und dem N_{\min} -Gehalt bei Grünland

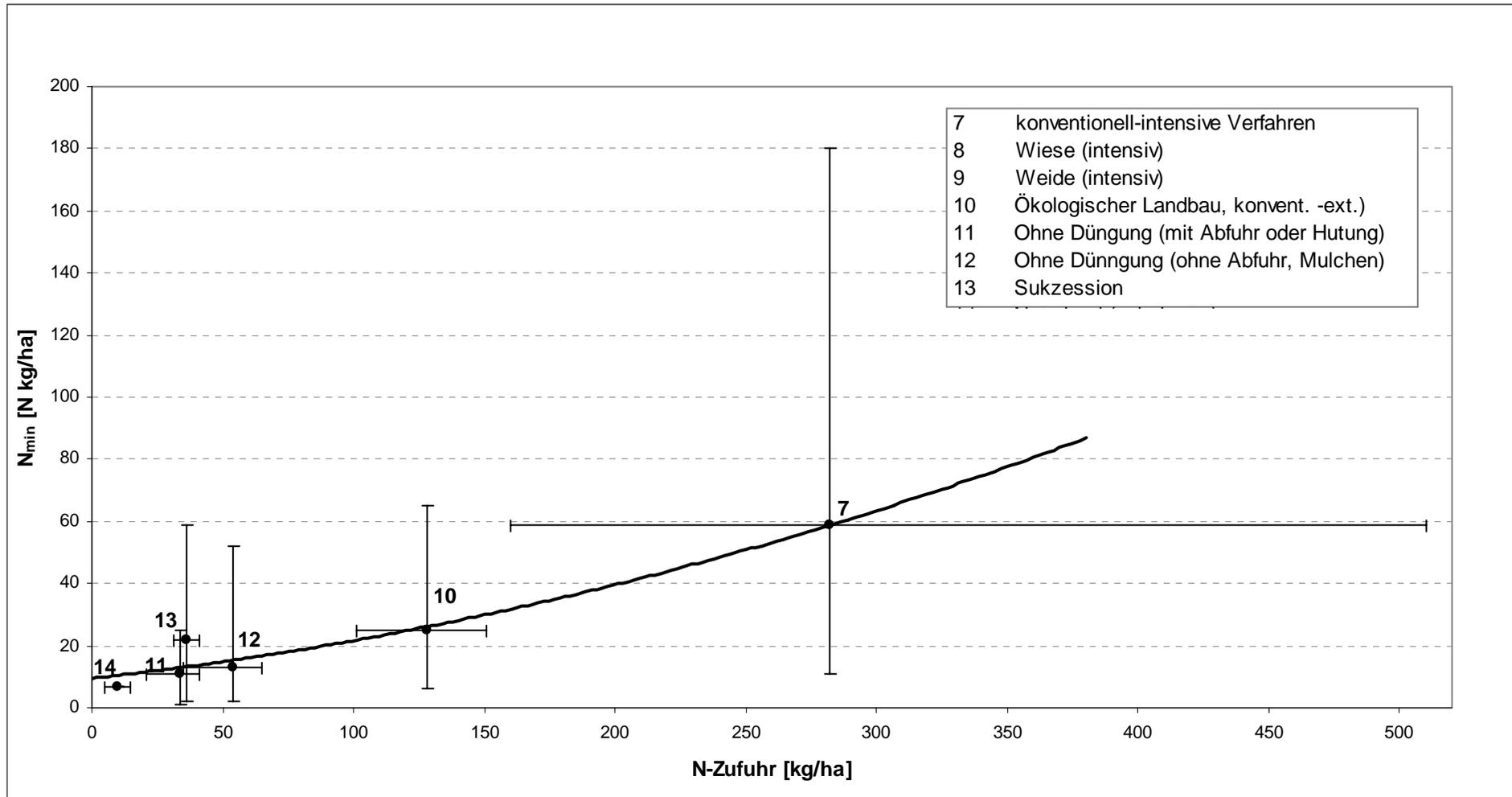


Abb. A 33: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der NO₃-Konzentration bei Grünland

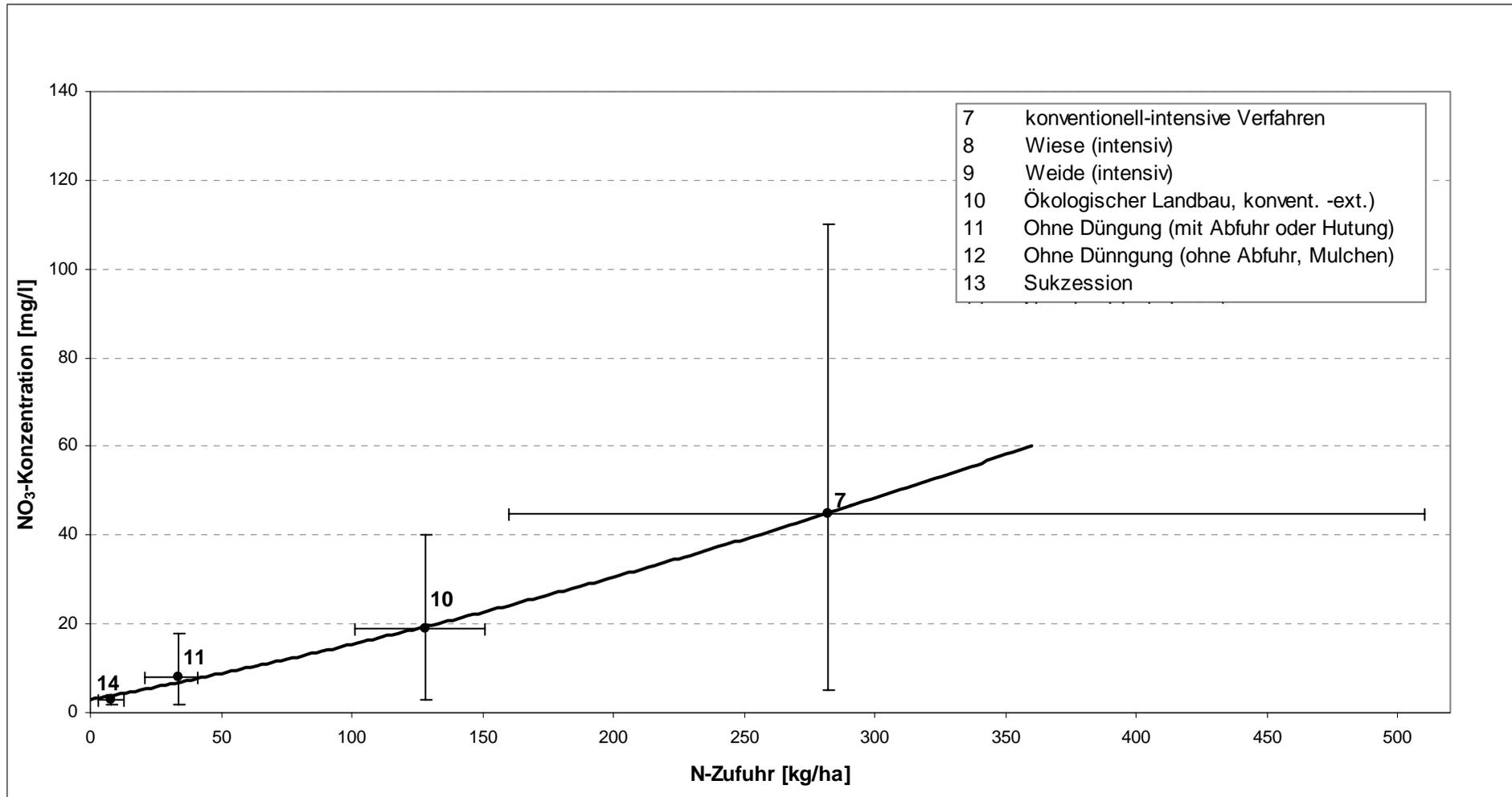


Abb. A 34: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der N-Auswaschung bei Grünland

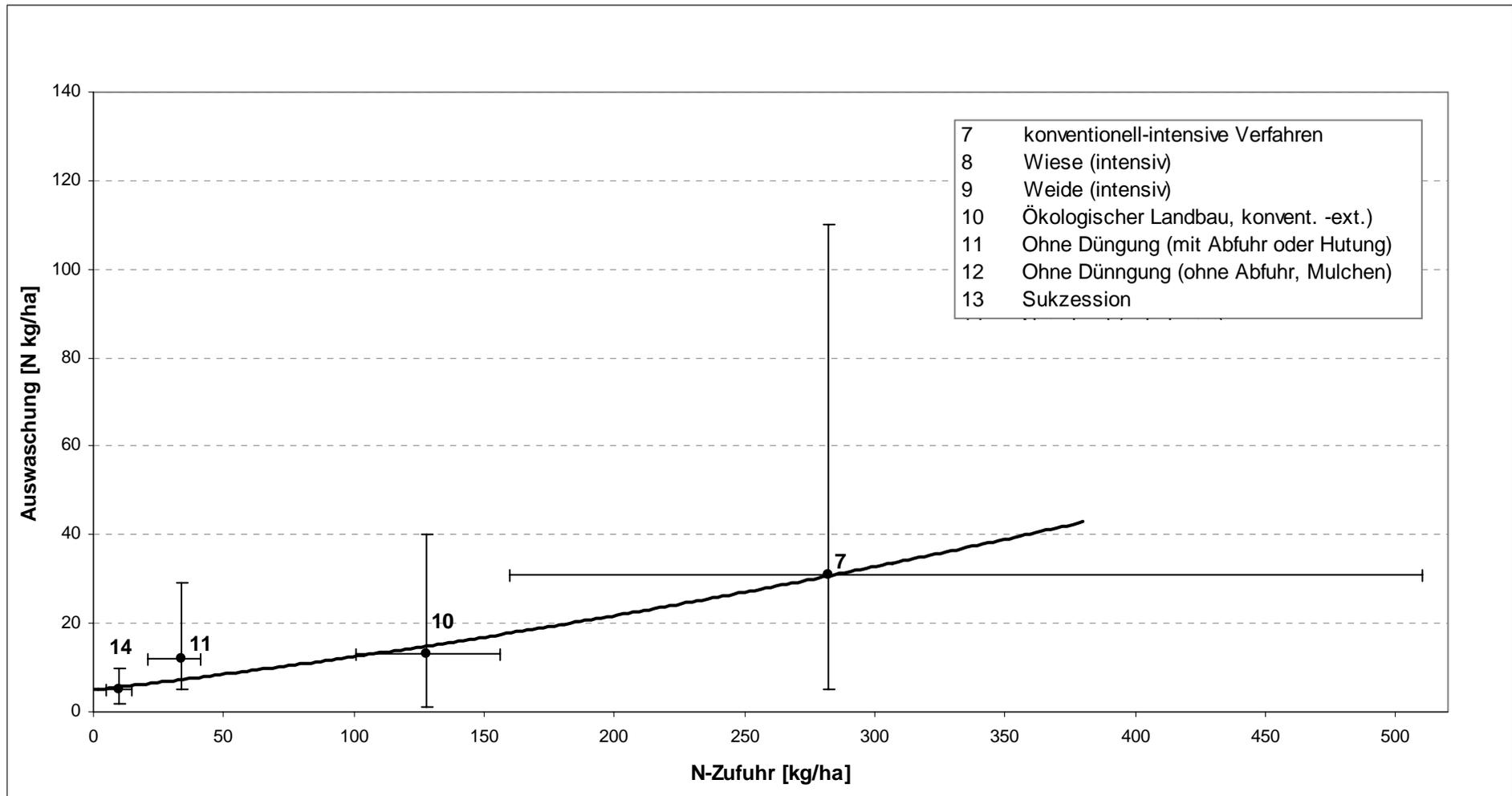


Abb. A 35: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N-Zufuhr bei Grünland

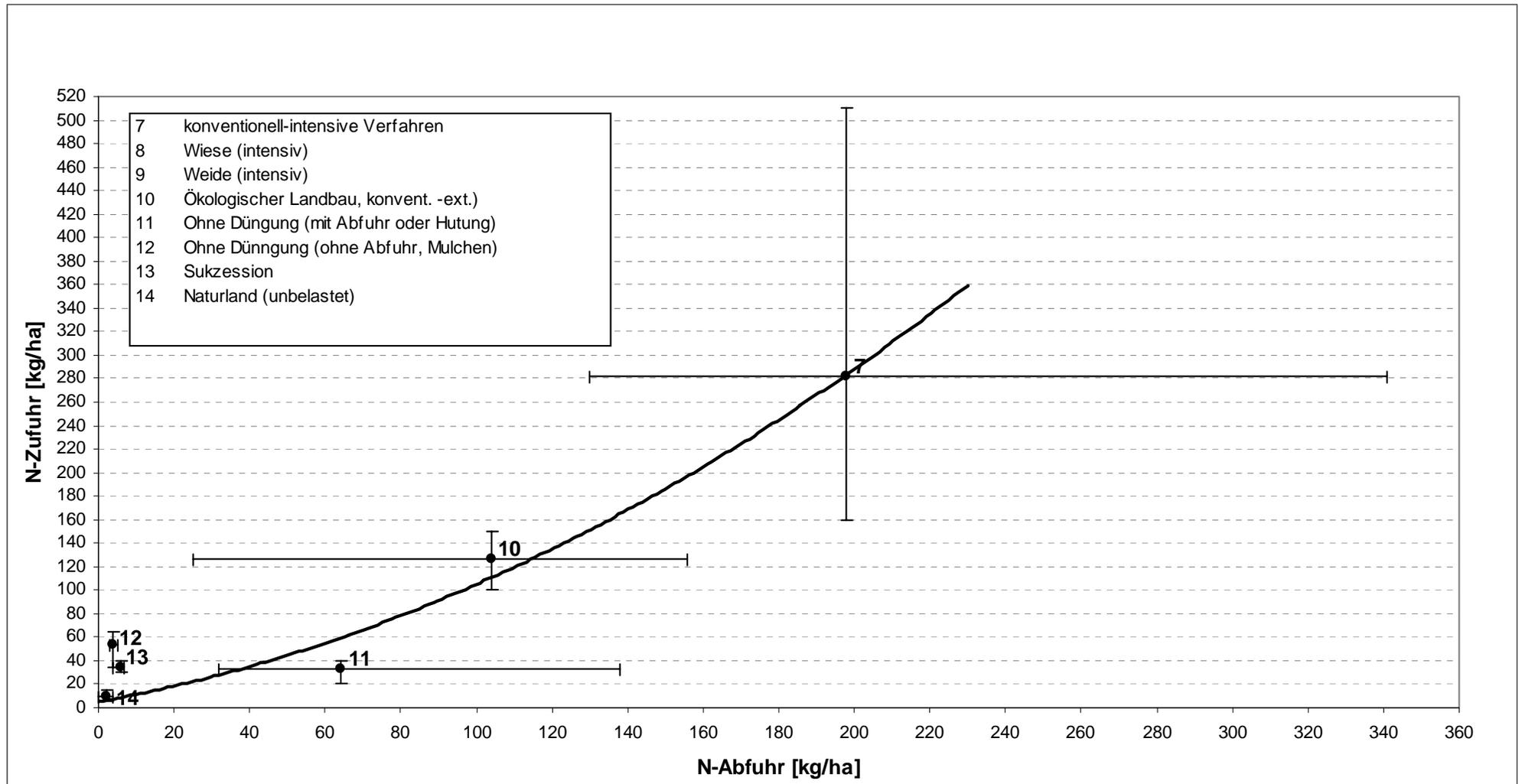


Abb. A 36: Beziehung zwischen N-Abfuhr und dem N-Saldo bei Grünland

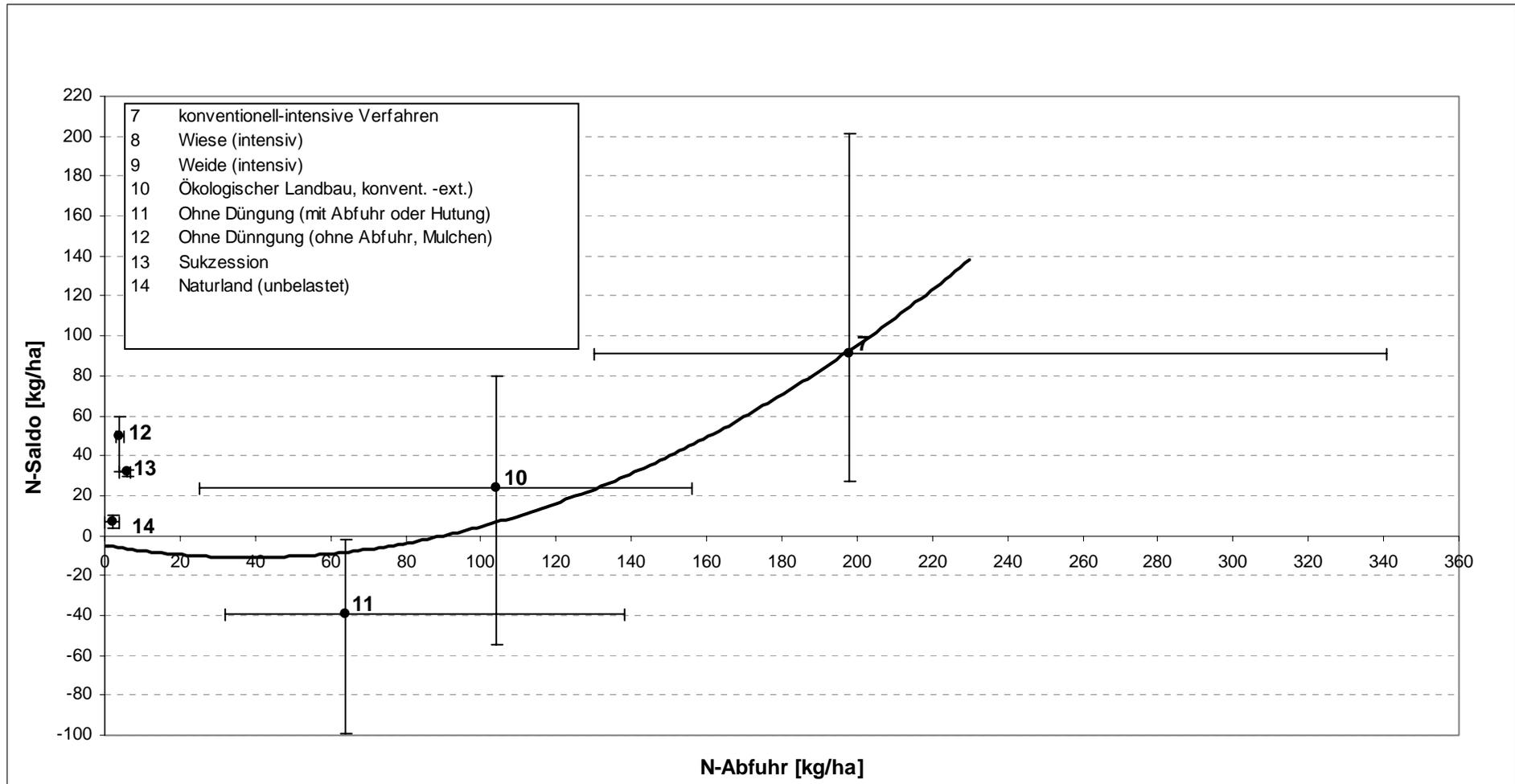


Abb. A 37: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N_{\min} bei Grünland

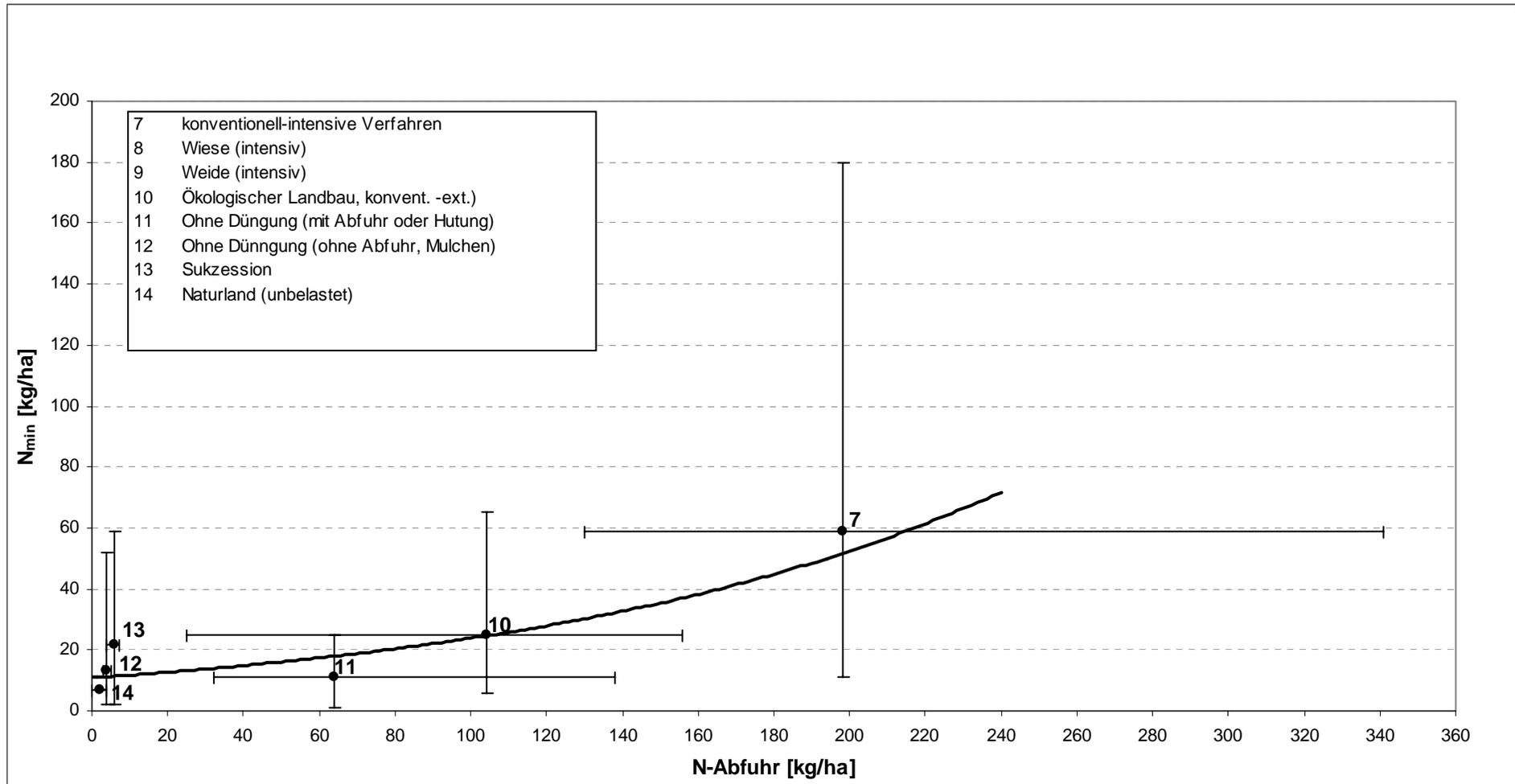


Abb. A 38: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der NO₃-Konzentration bei Grünland

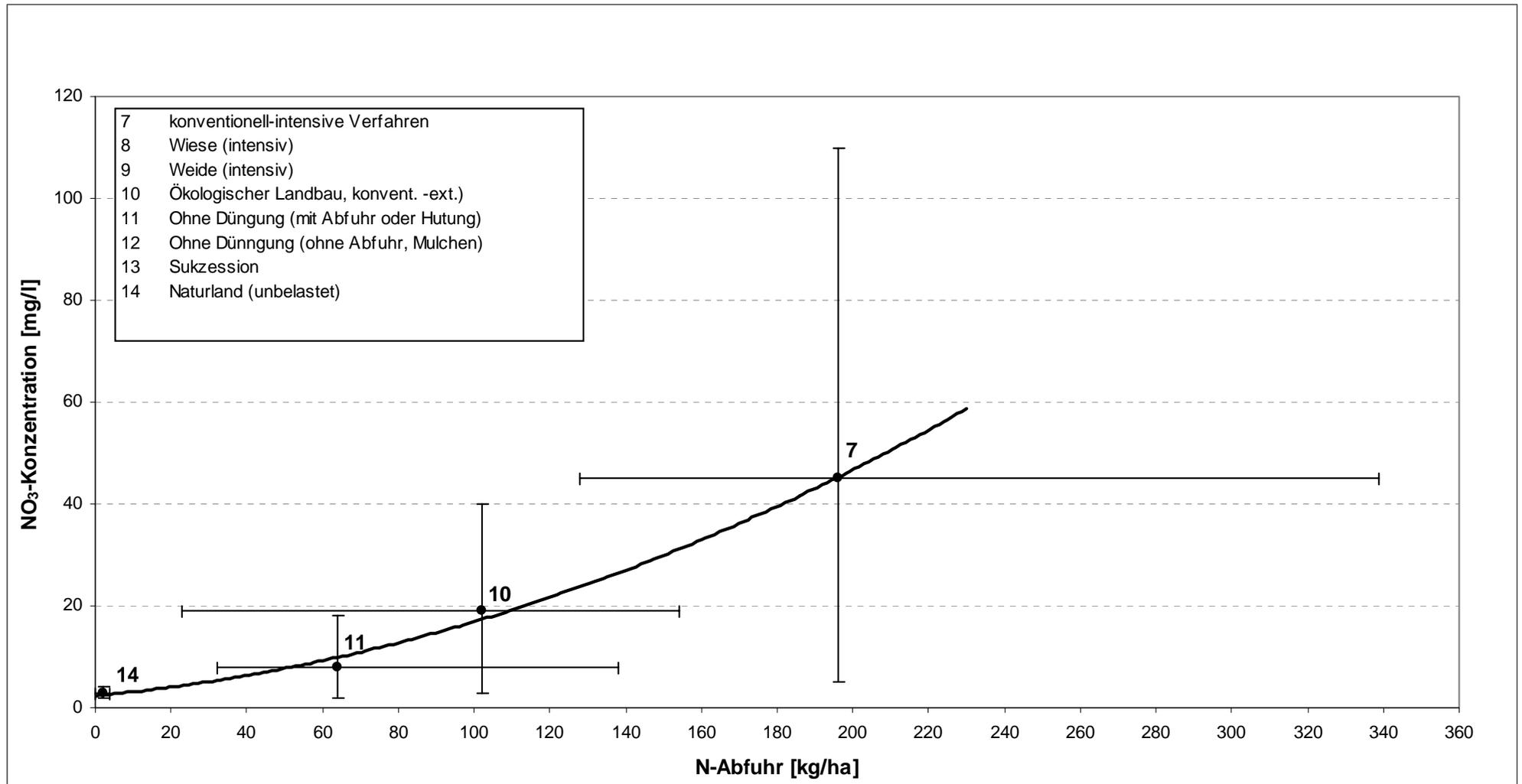


Abb. A 39: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N-Auswaschung bei Grünland

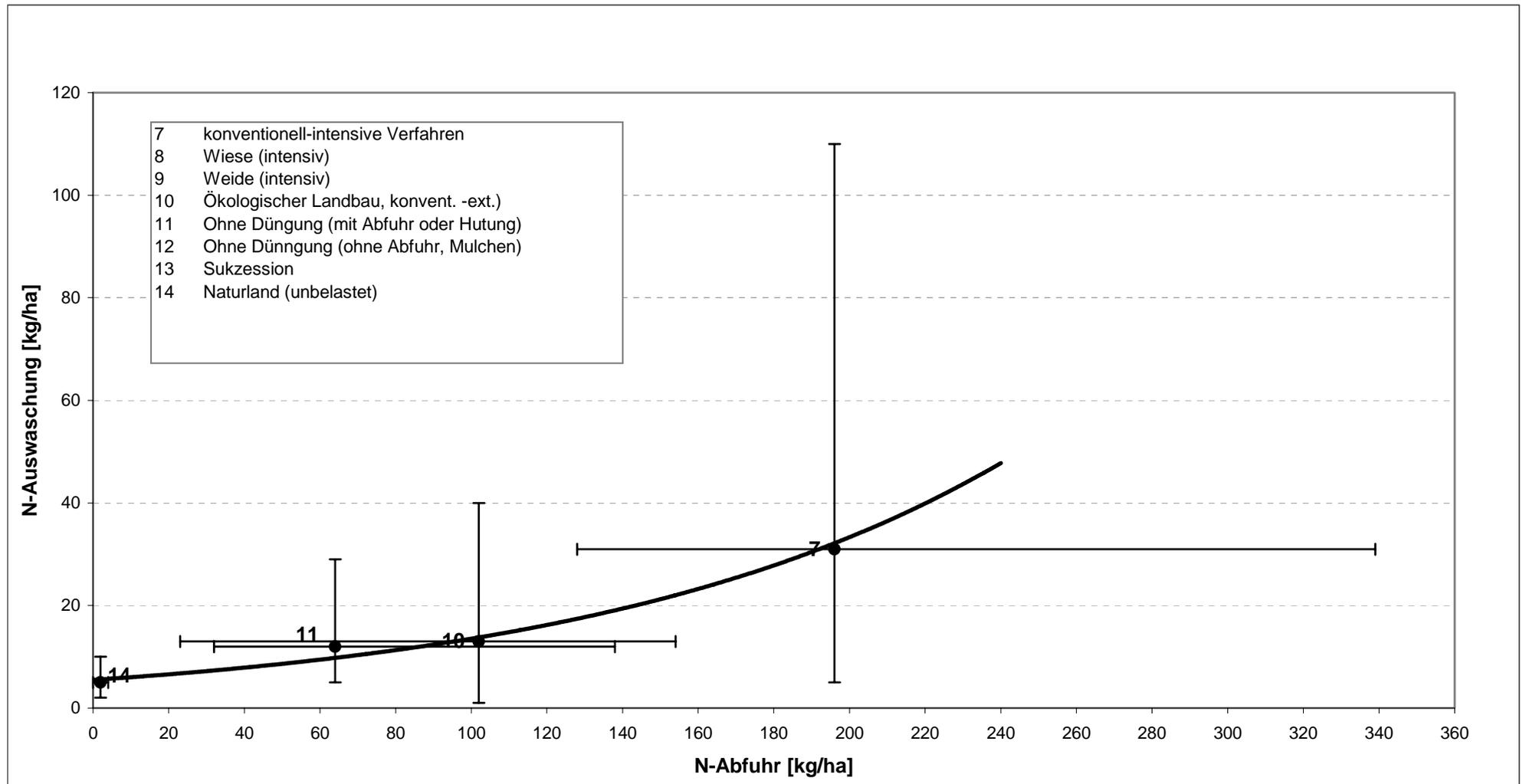


Abb. A 40: Beziehung zwischen N-Saldo und der N-Zufuhr bei Grünland

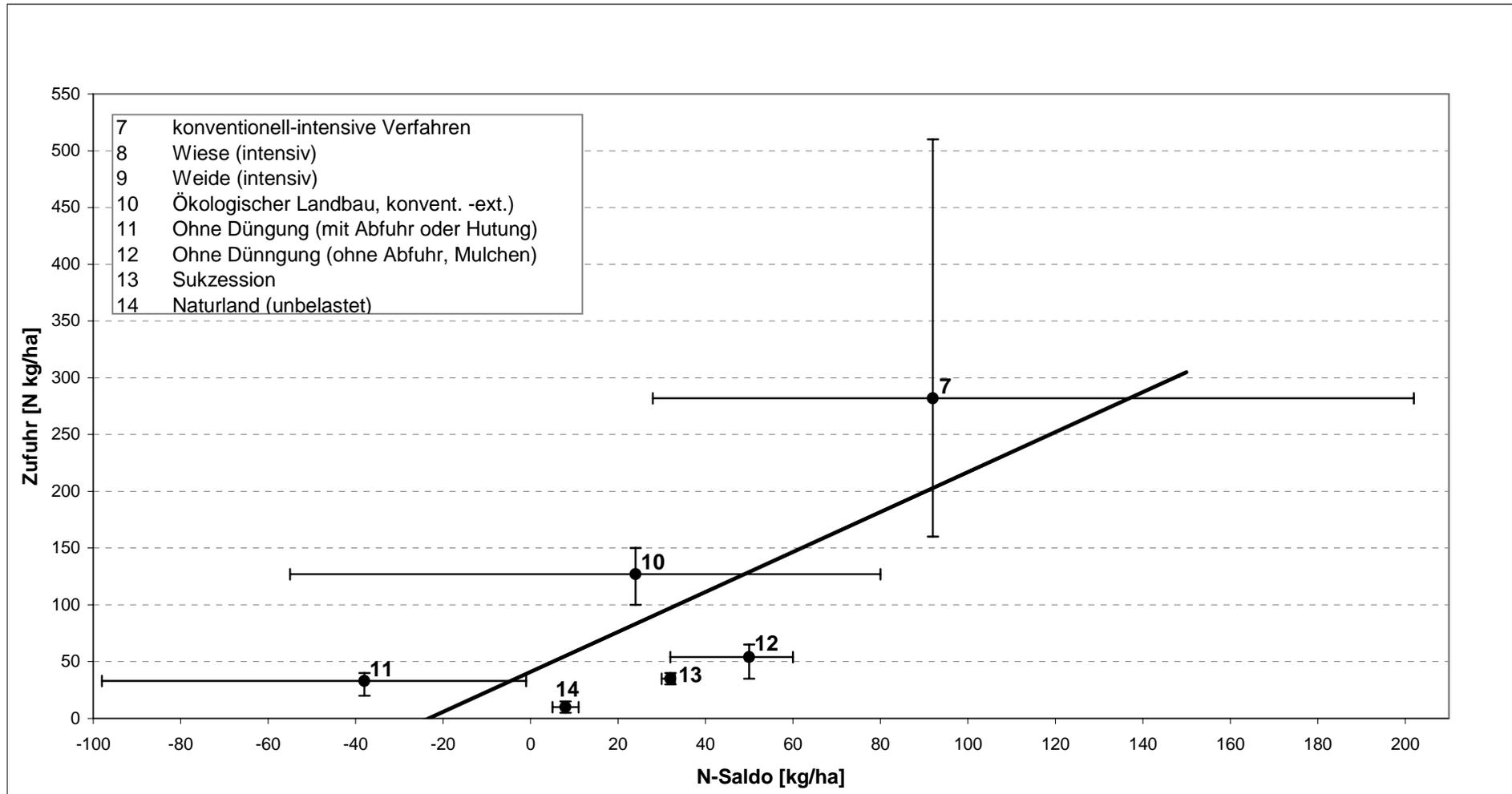


Abb. A 41: Beziehung zwischen N-Saldo und der N-Abfuhr bei Grünland

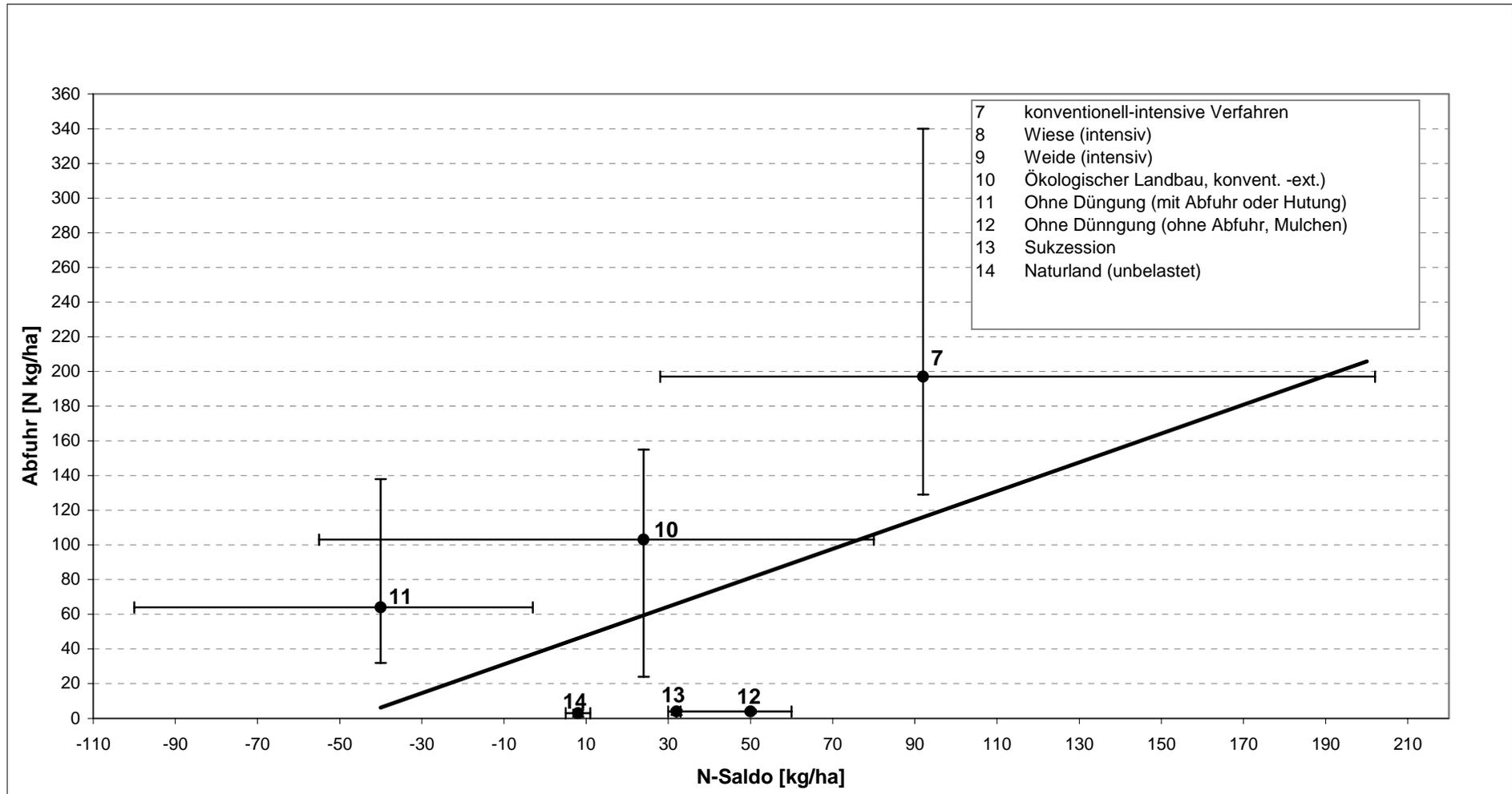


Abb. A 42: Beziehung zwischen N-Saldo und dem N_{\min} -Gehalt bei Grünland

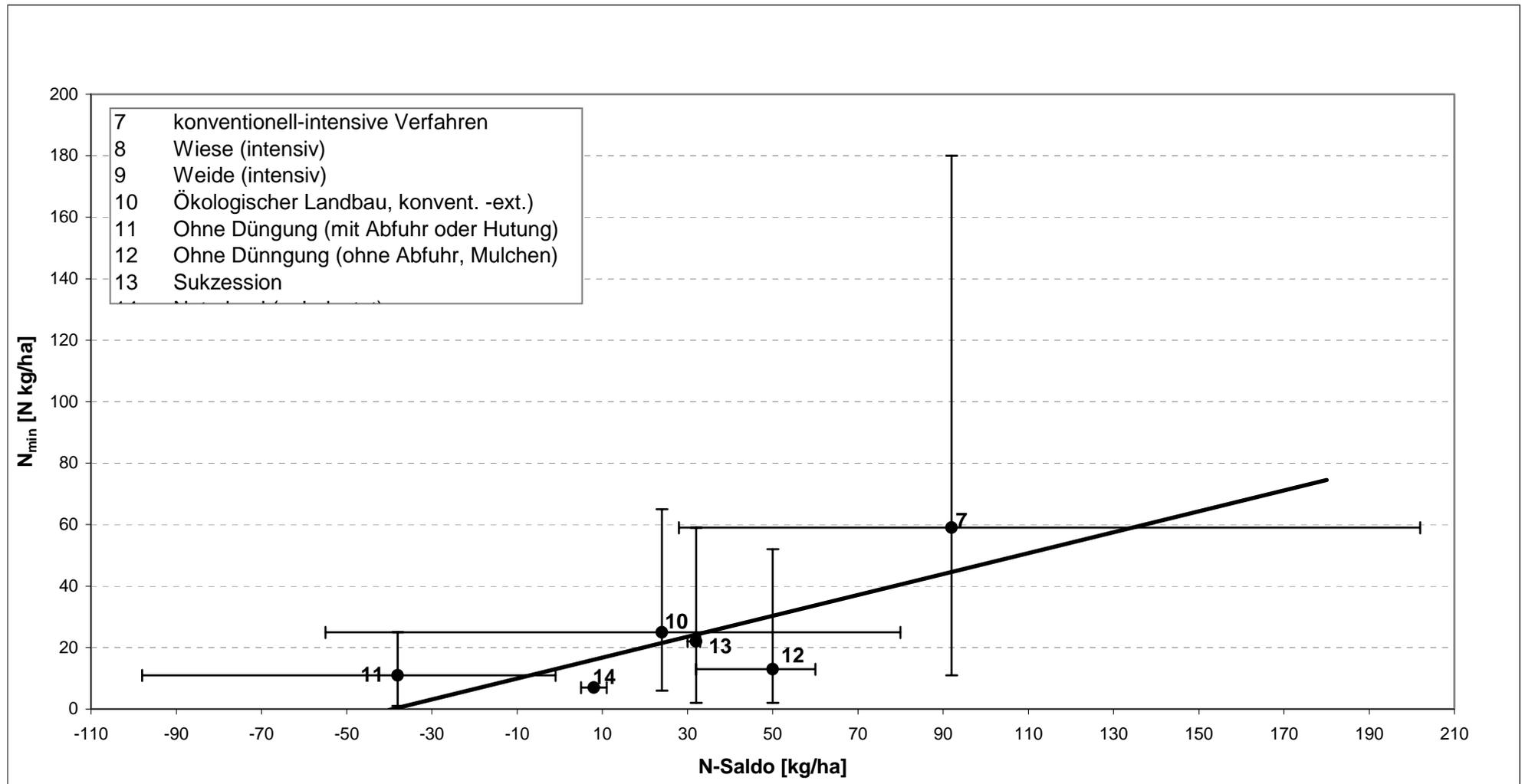


Abb. A 43: Beziehung zwischen N-Saldo und NO₃-Konzentration bei Grünland

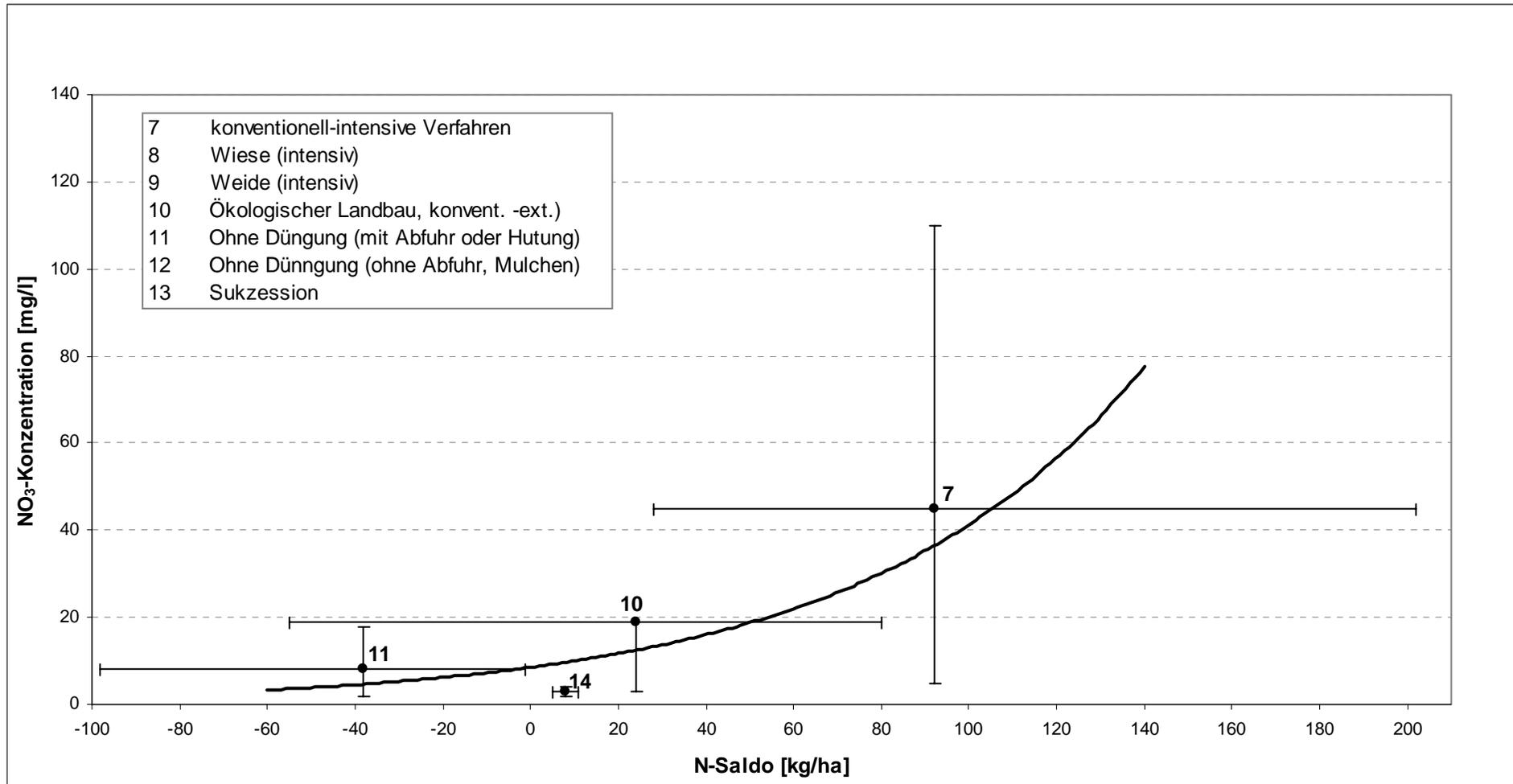


Abb. A 44: Beziehung zwischen N-Saldo und der Auswaschung bei Grünland

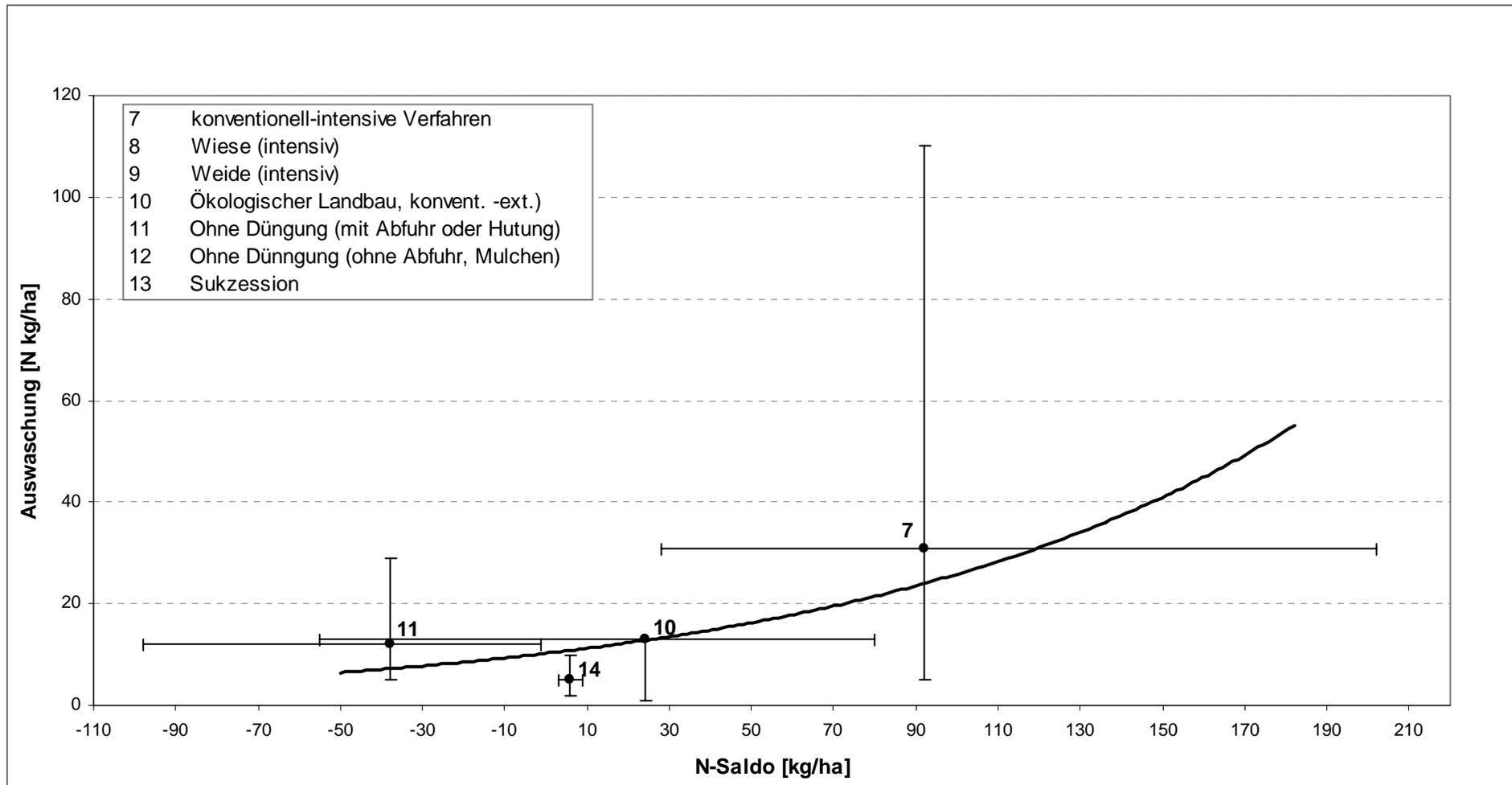


Abb. A 45: Beziehung zwischen N_{\min} und der N-Zufuhr bei Grünland

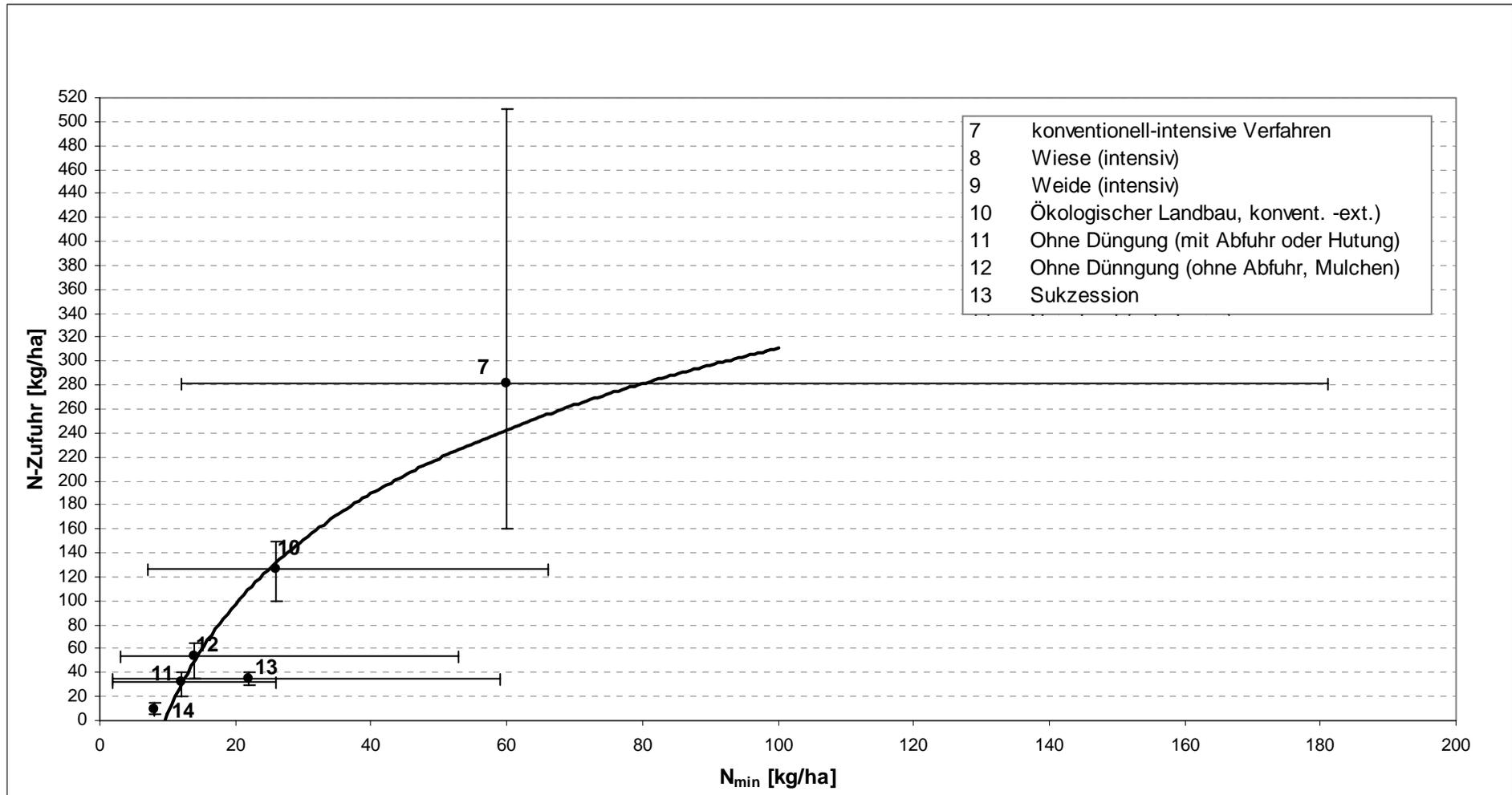


Abb. A 46: Beziehung zwischen N_{\min} und der N-Abfuhr bei Grünland

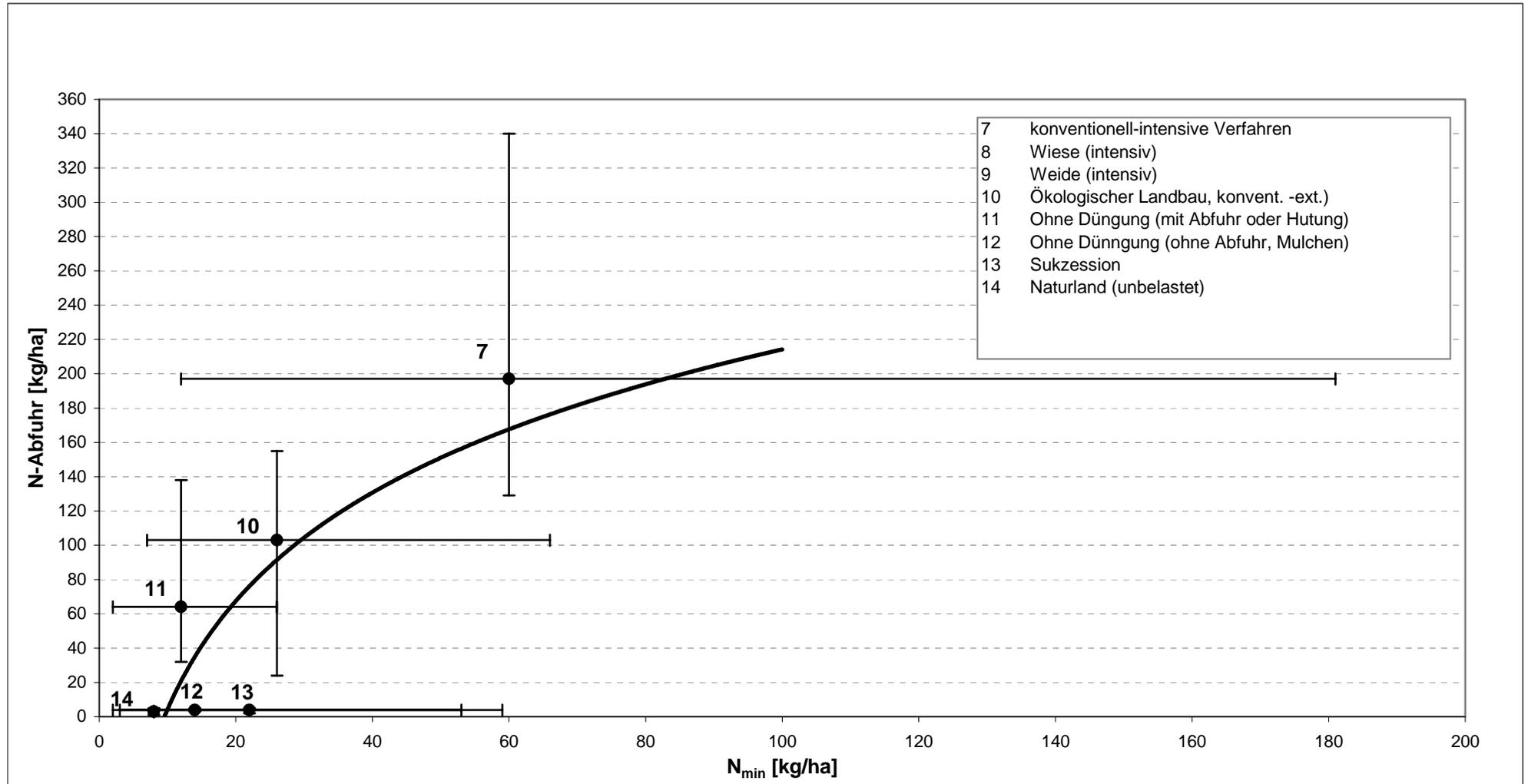


Abb. A 47: Beziehung zwischen N_{\min} und dem N-Saldo bei Grünland

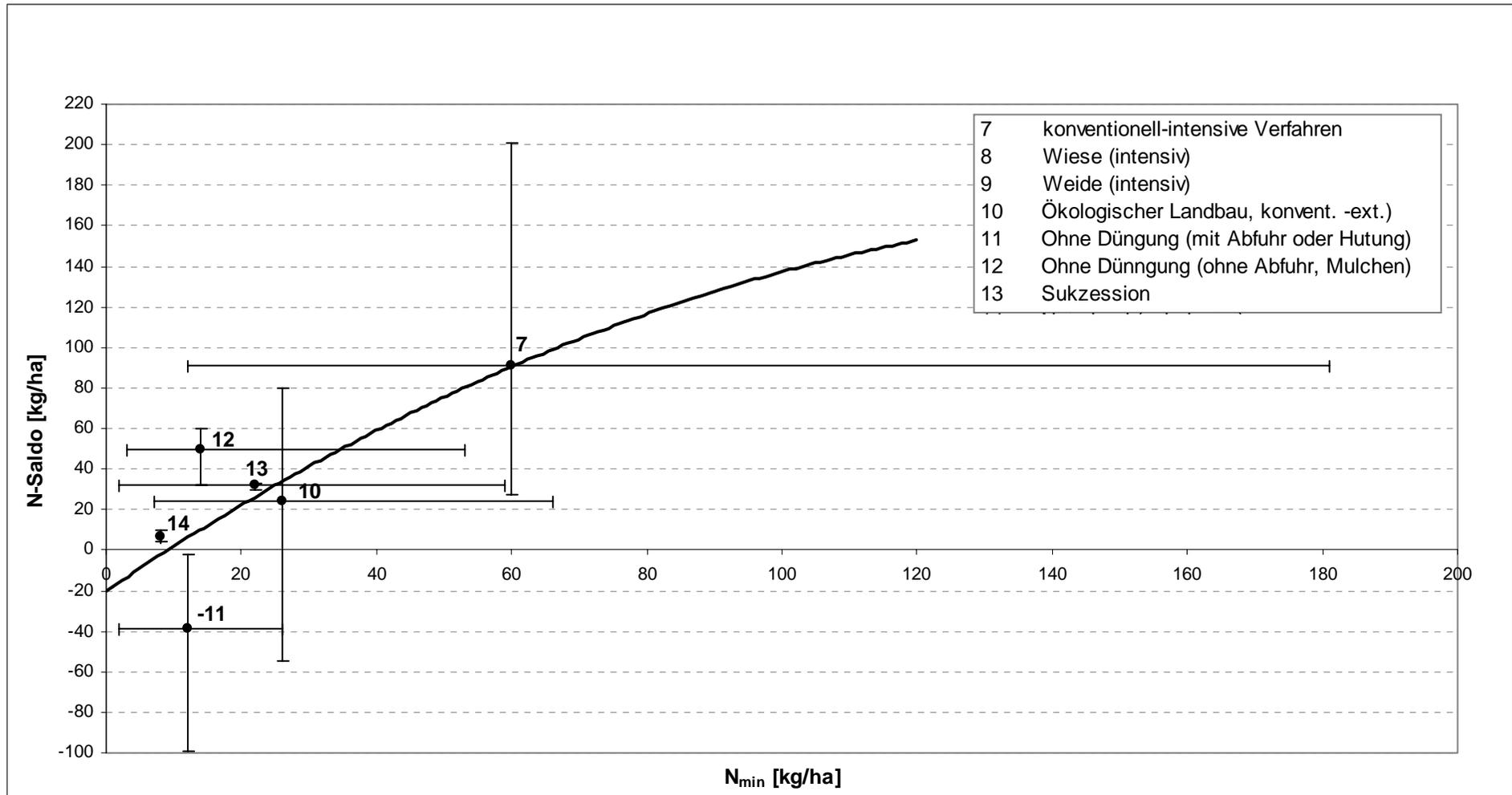


Abb. A 48: Beziehung zwischen N_{\min} und der NO_3 -Konzentration bei Grünland

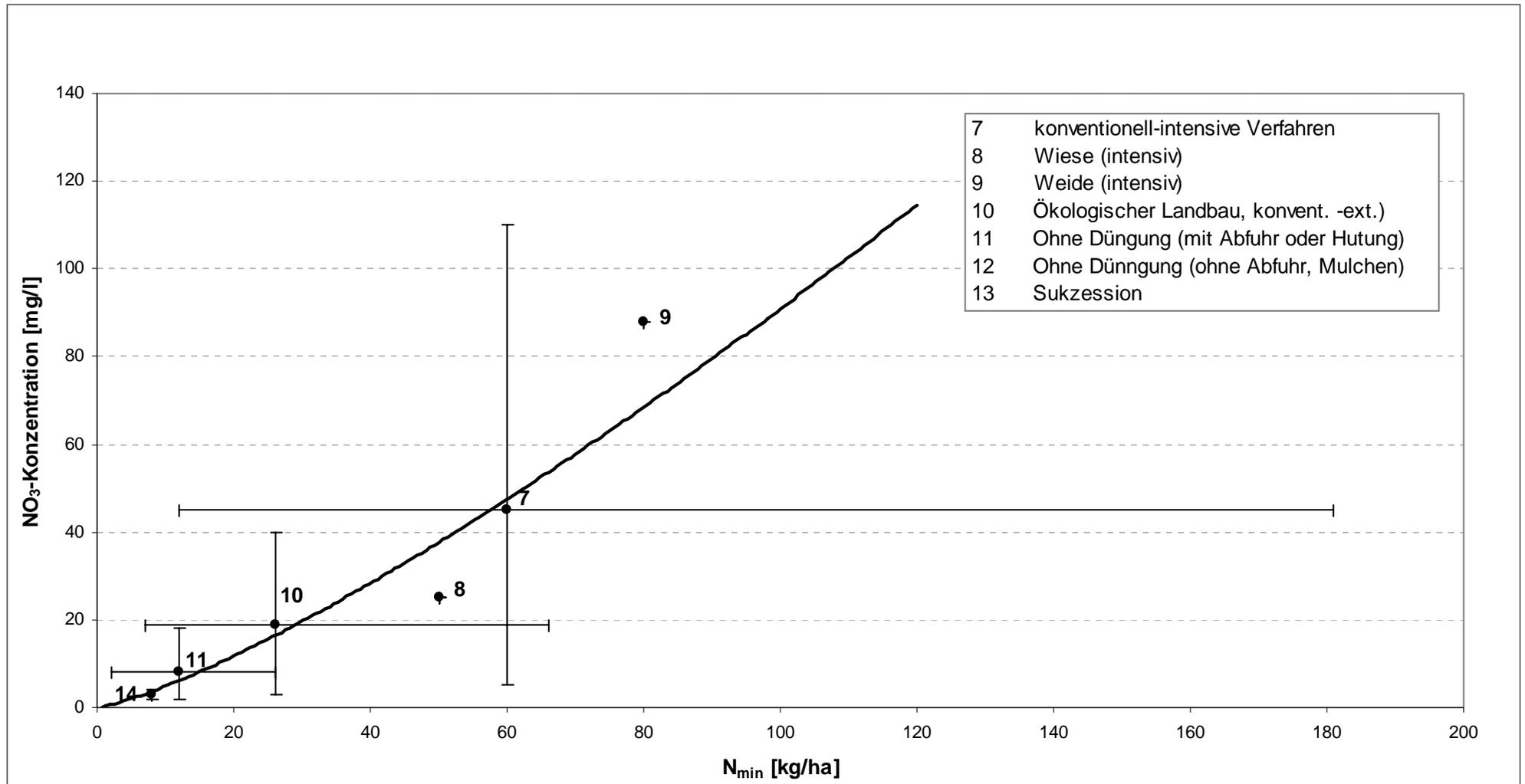


Abb. A 49: Beziehung zwischen N_{\min} und der Auswaschung bei Grünland

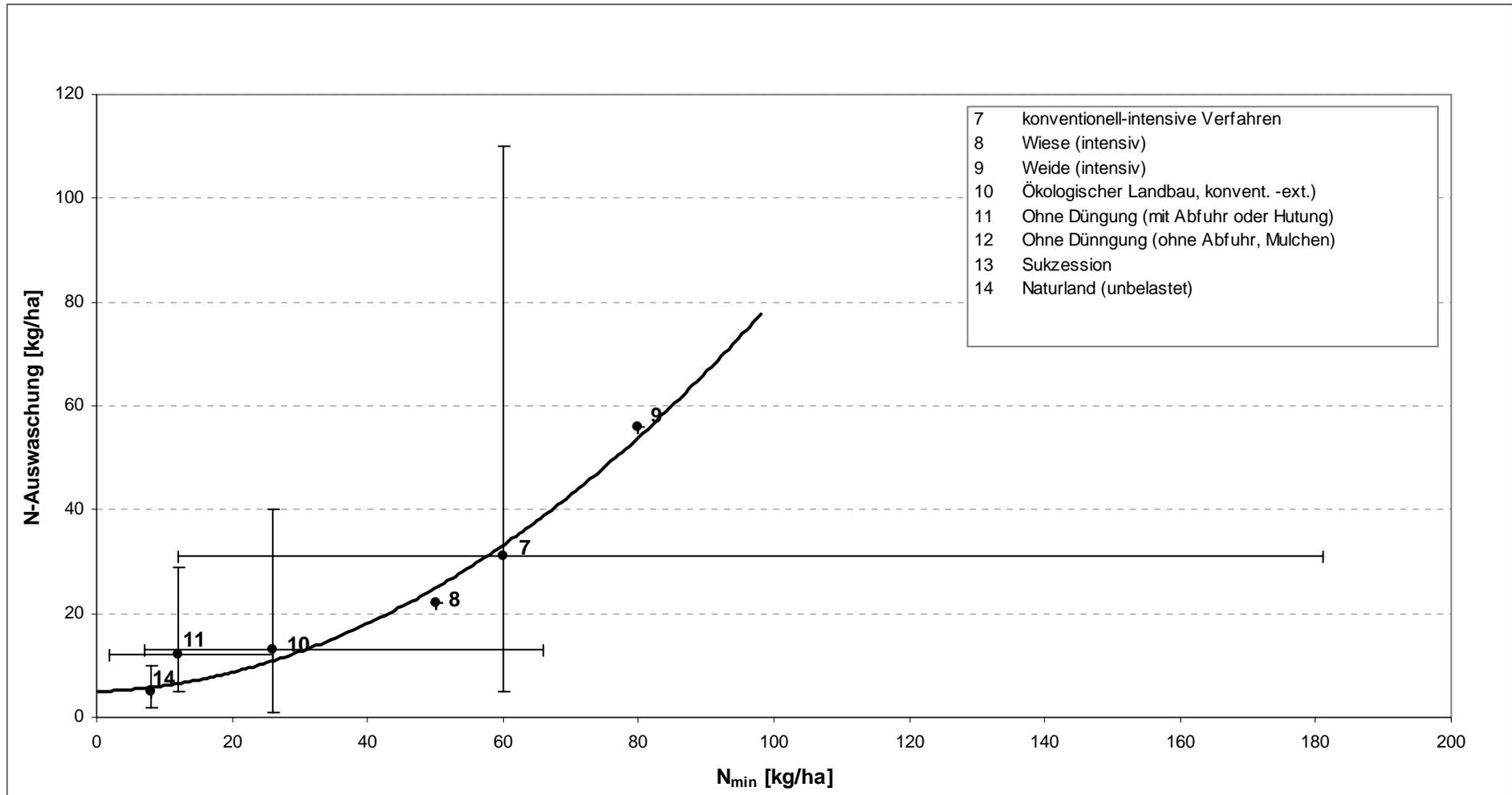


Abb. A 50: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der N-Abfuhr bei Wald

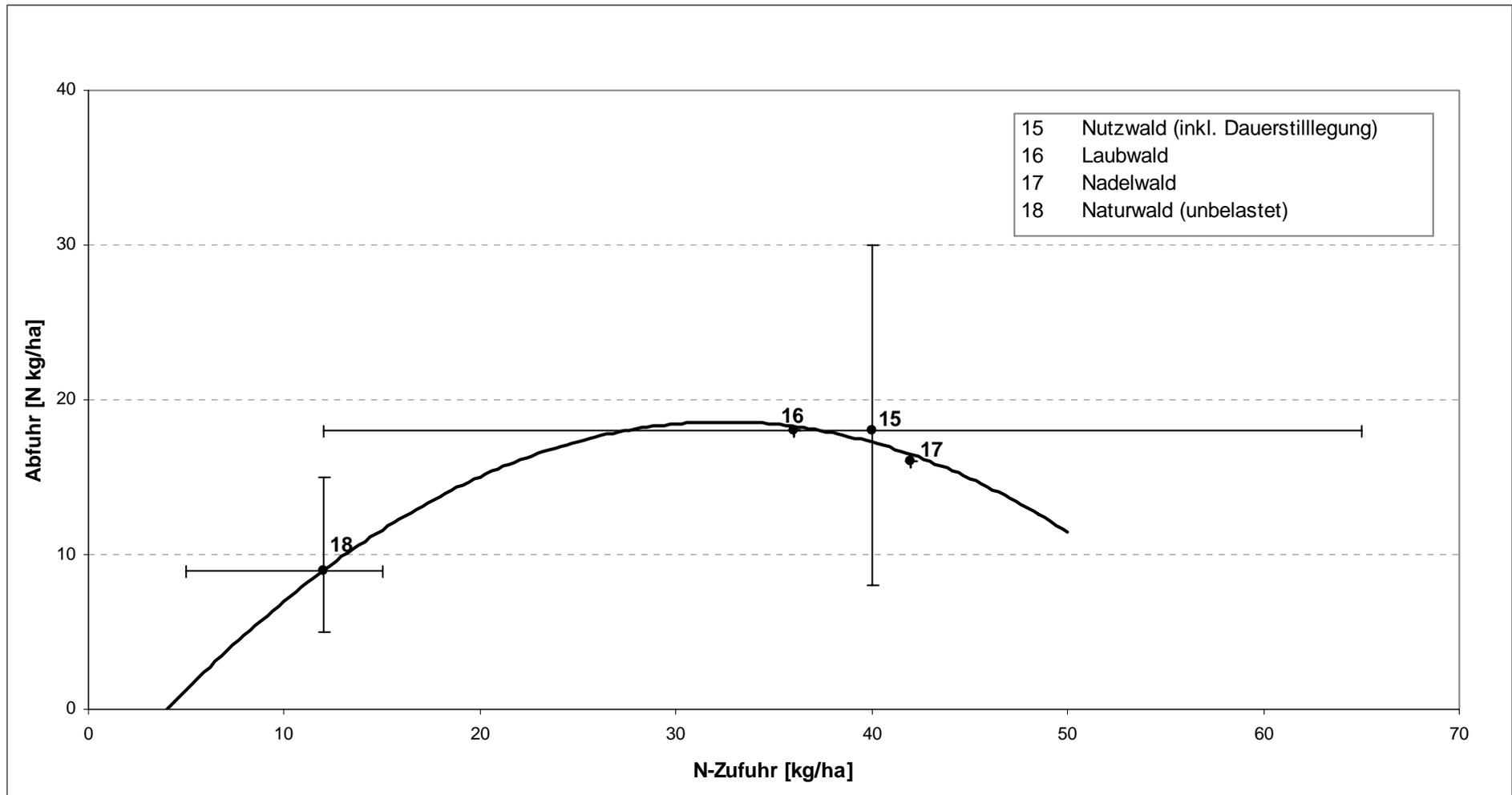


Abb. A 51: Beziehung zwischen N-Zufuhr und dem N-Saldo bei Wald

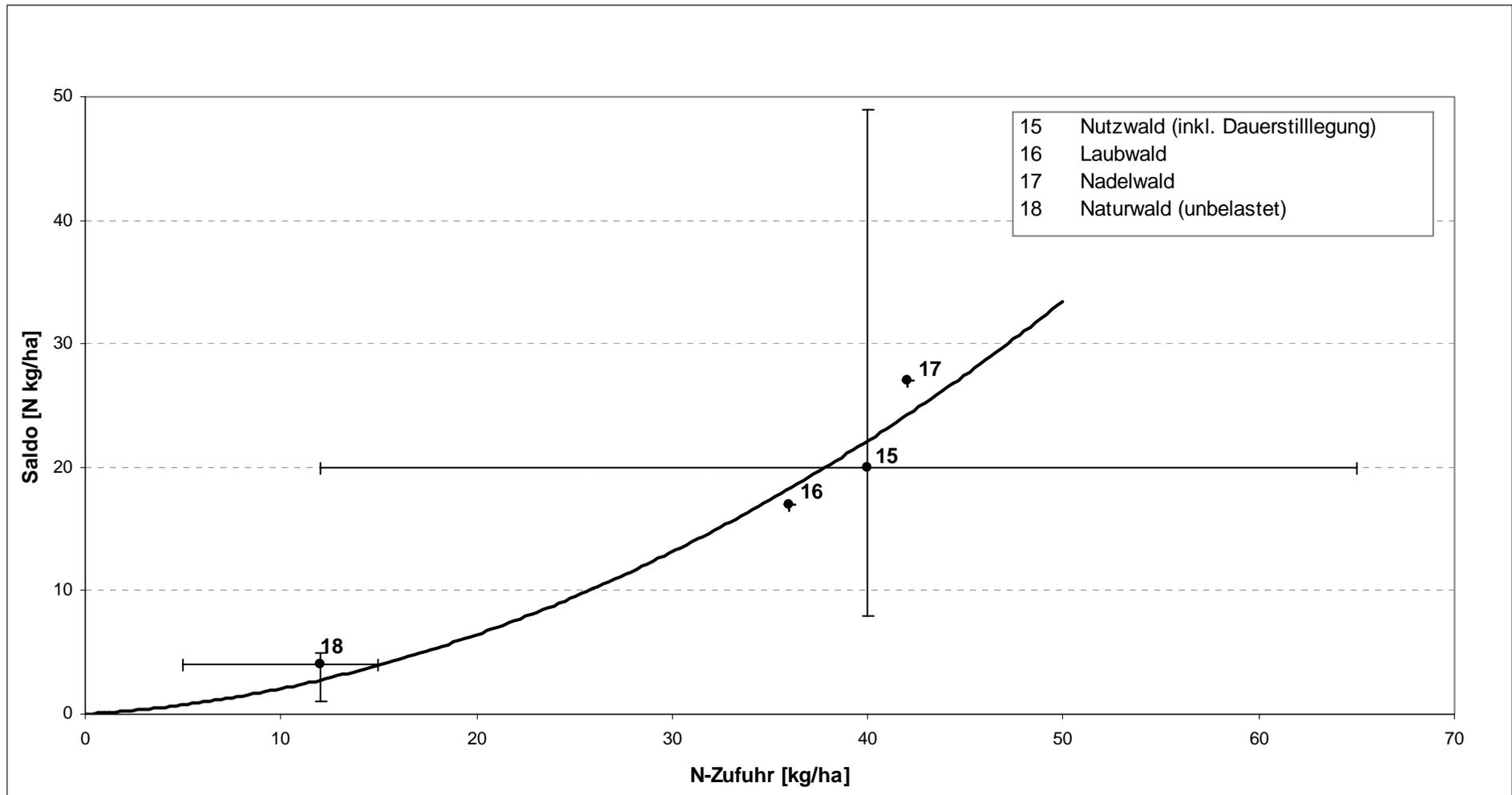


Abb. A 52: Beziehung zwischen N-Zufuhr und dem N_{\min} -Gehalt bei Wald

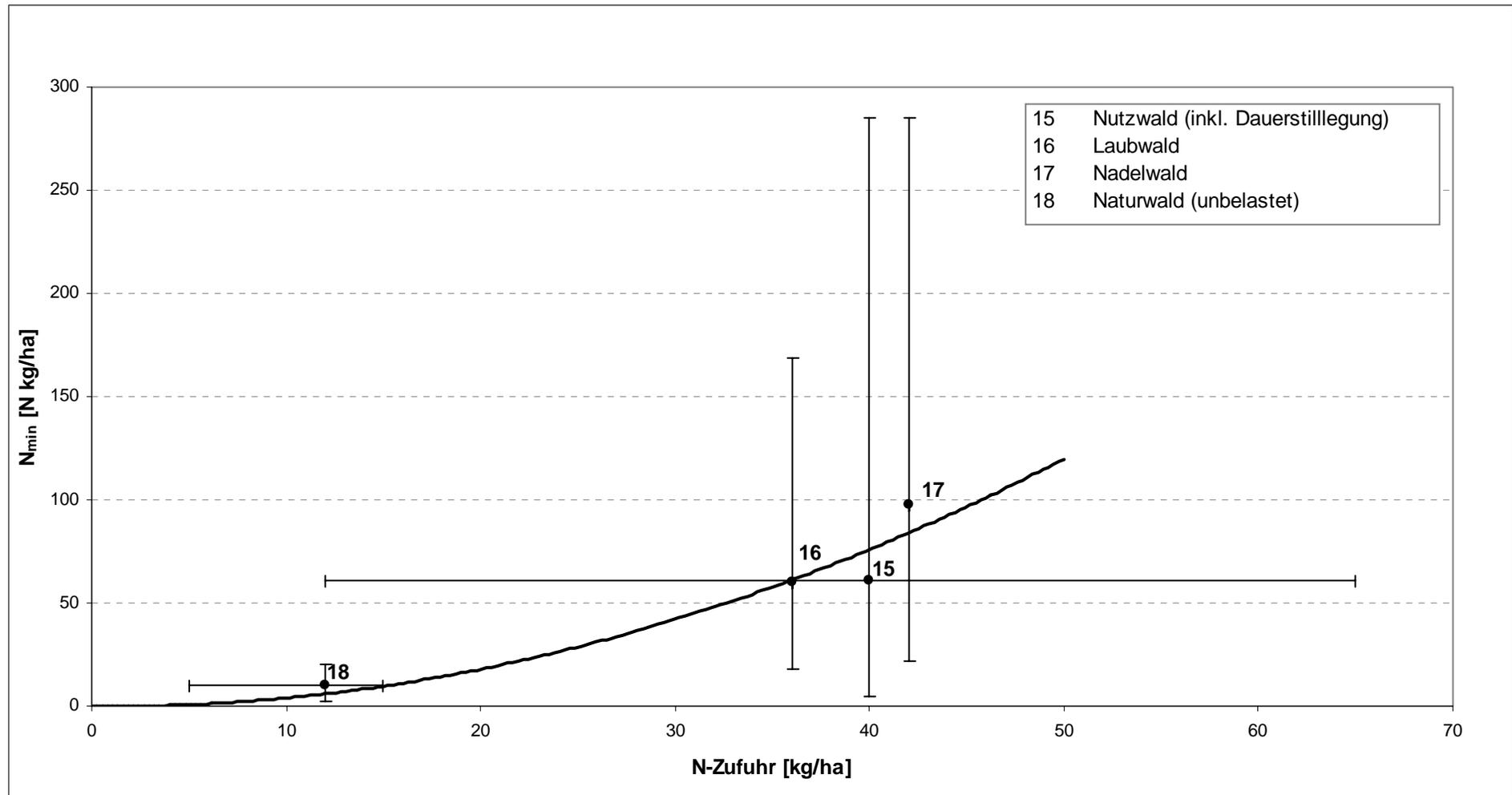


Abb. A 53: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der NO₃-Konzentration bei Wald

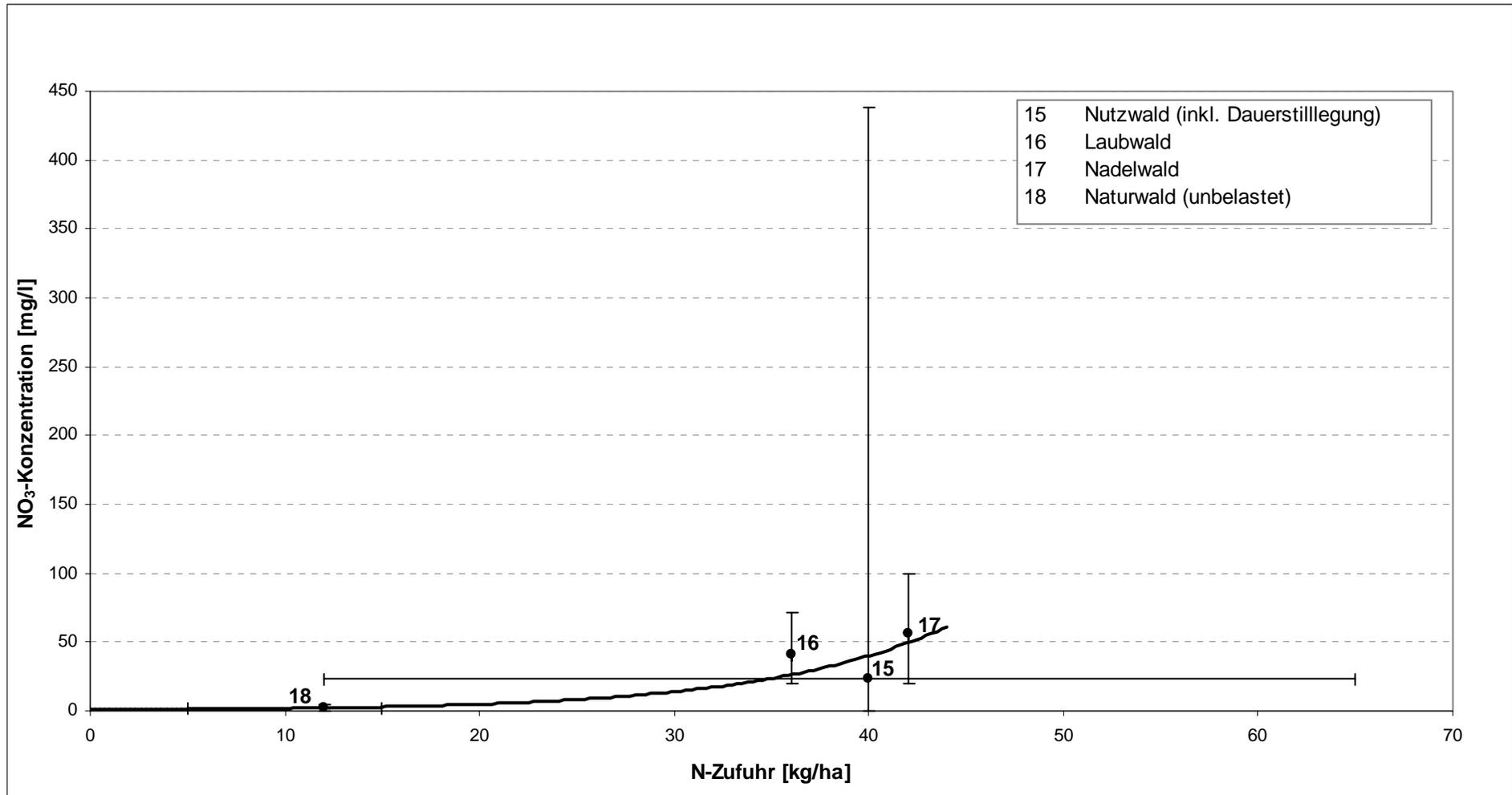


Abb. A 54: Beziehung zwischen N-Zufuhr und der N-Auswaschung bei Wald

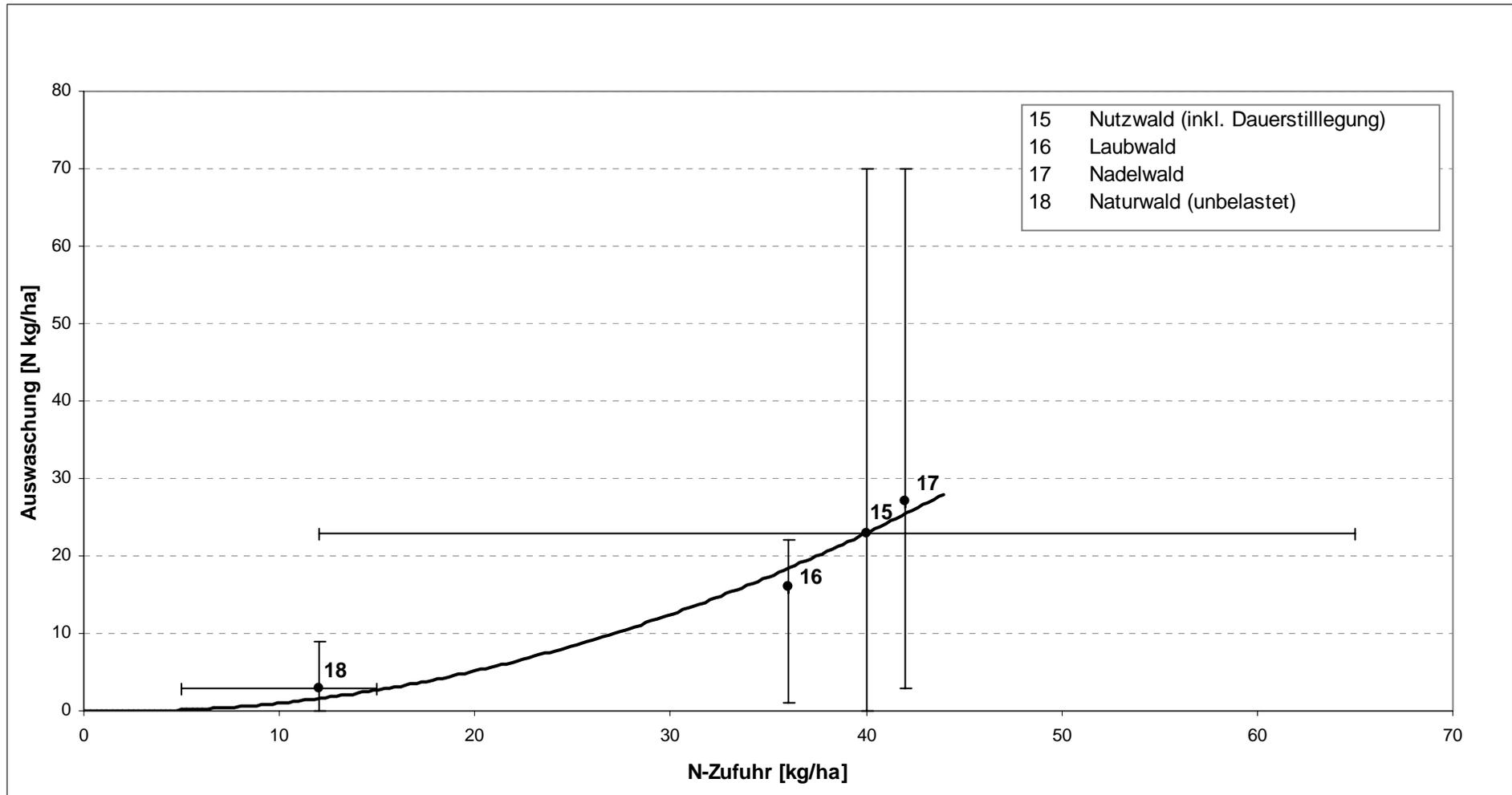


Abb. A 55: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N-Zufuhr bei Wald

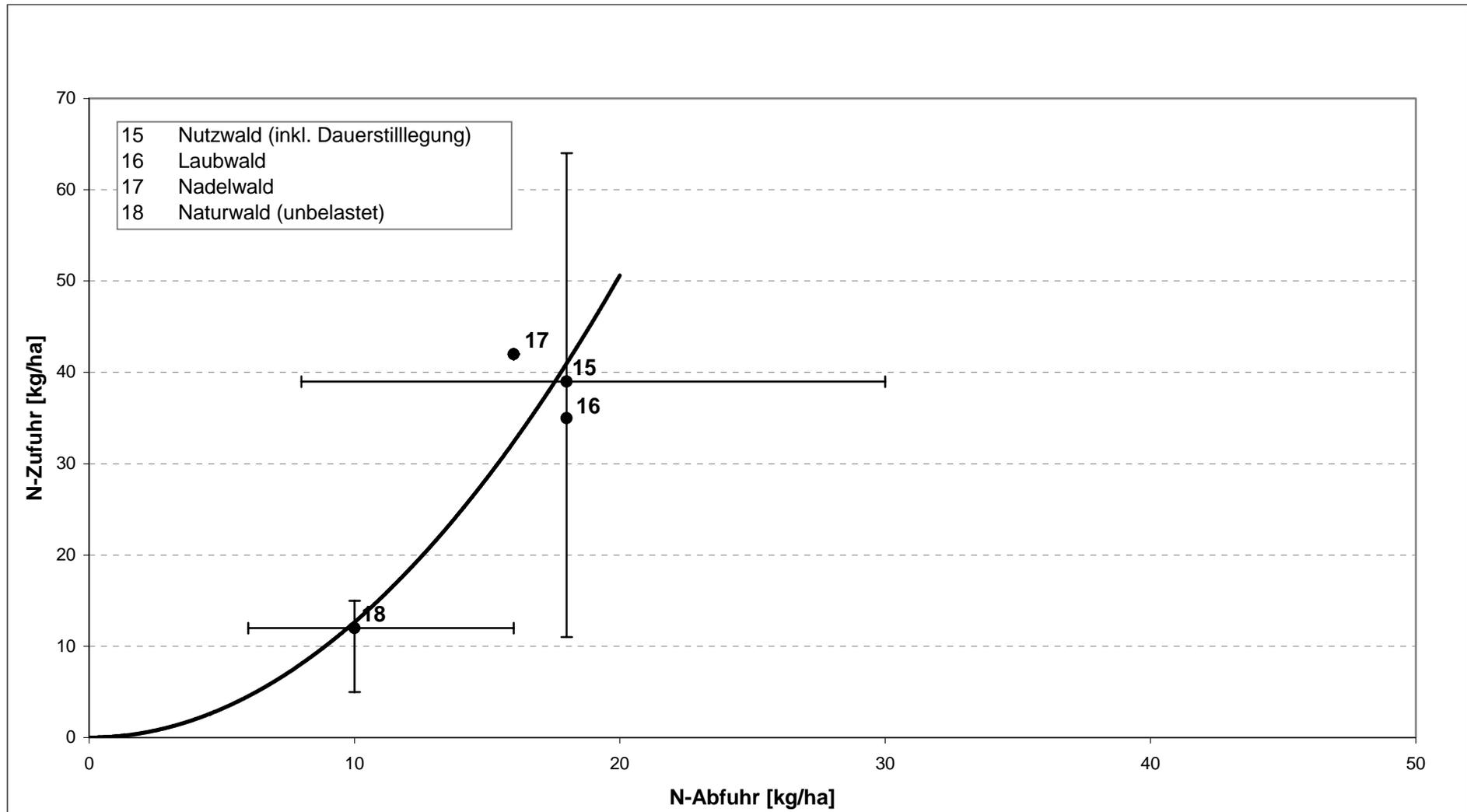


Abb. A 56: Beziehung zwischen N-Abfuhr und dem N-Saldo bei Wald

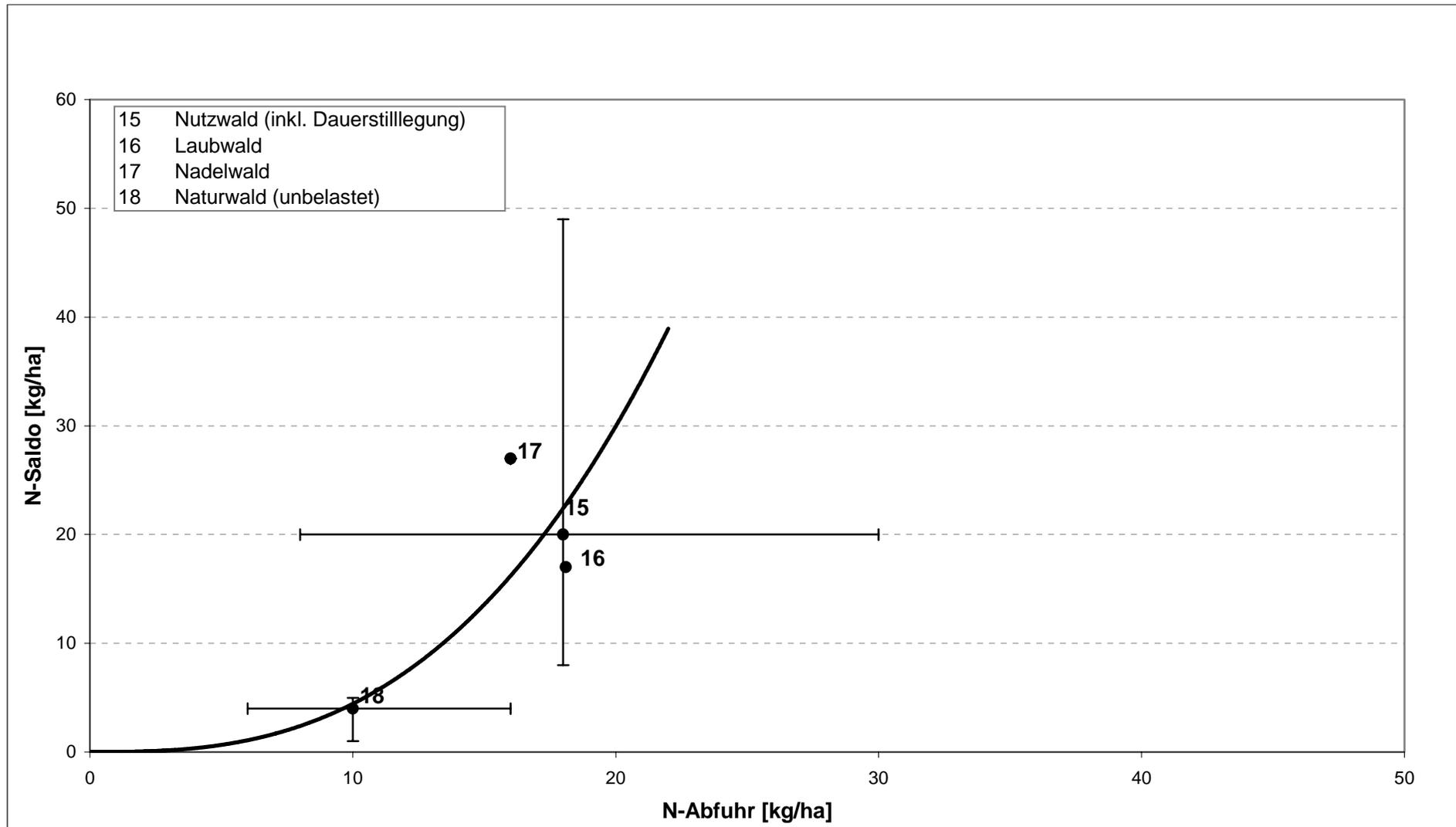


Abb. A 57: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N_{\min} bei Wald

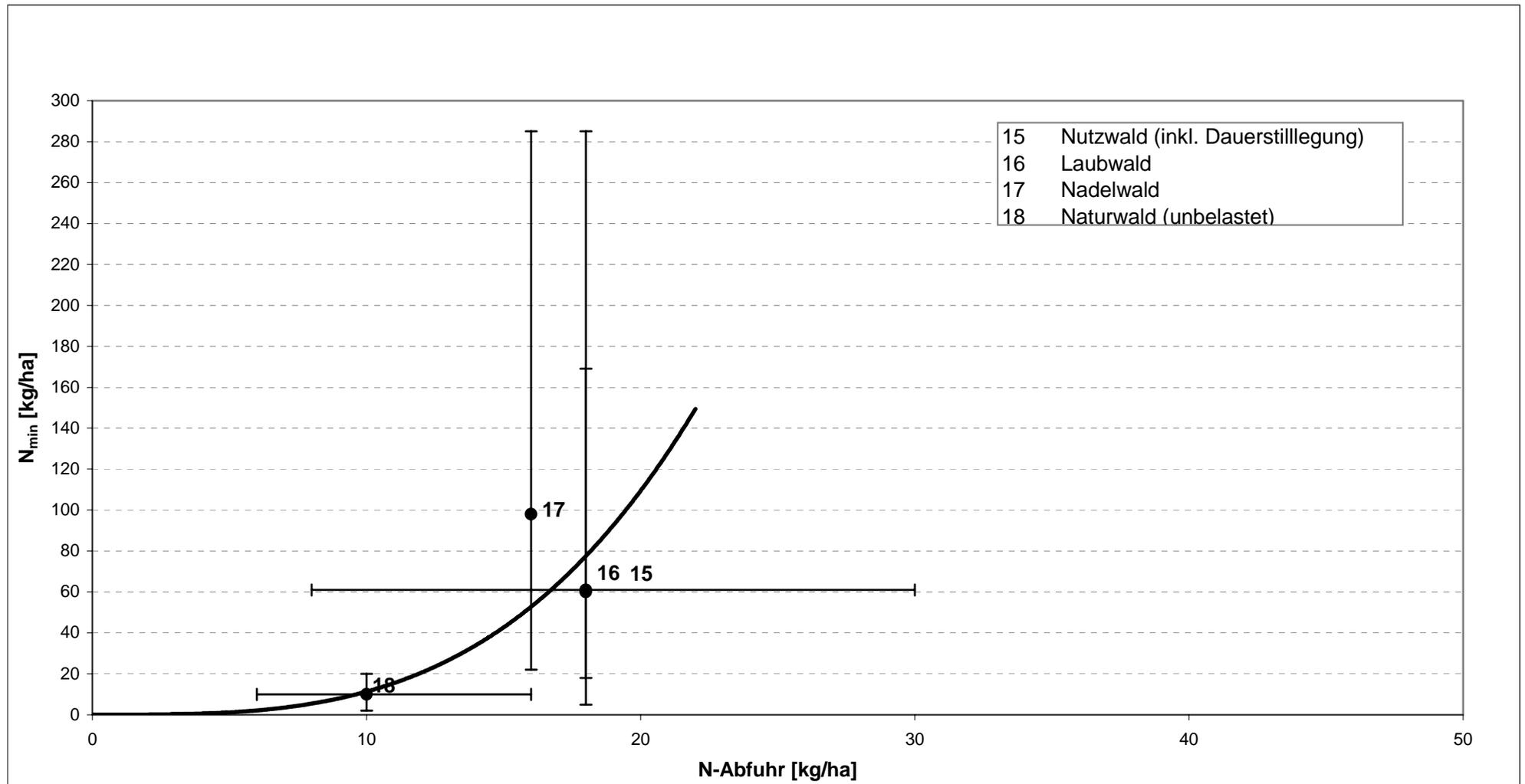


Abb. A 58: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der NO₃-Konzentration bei Wald

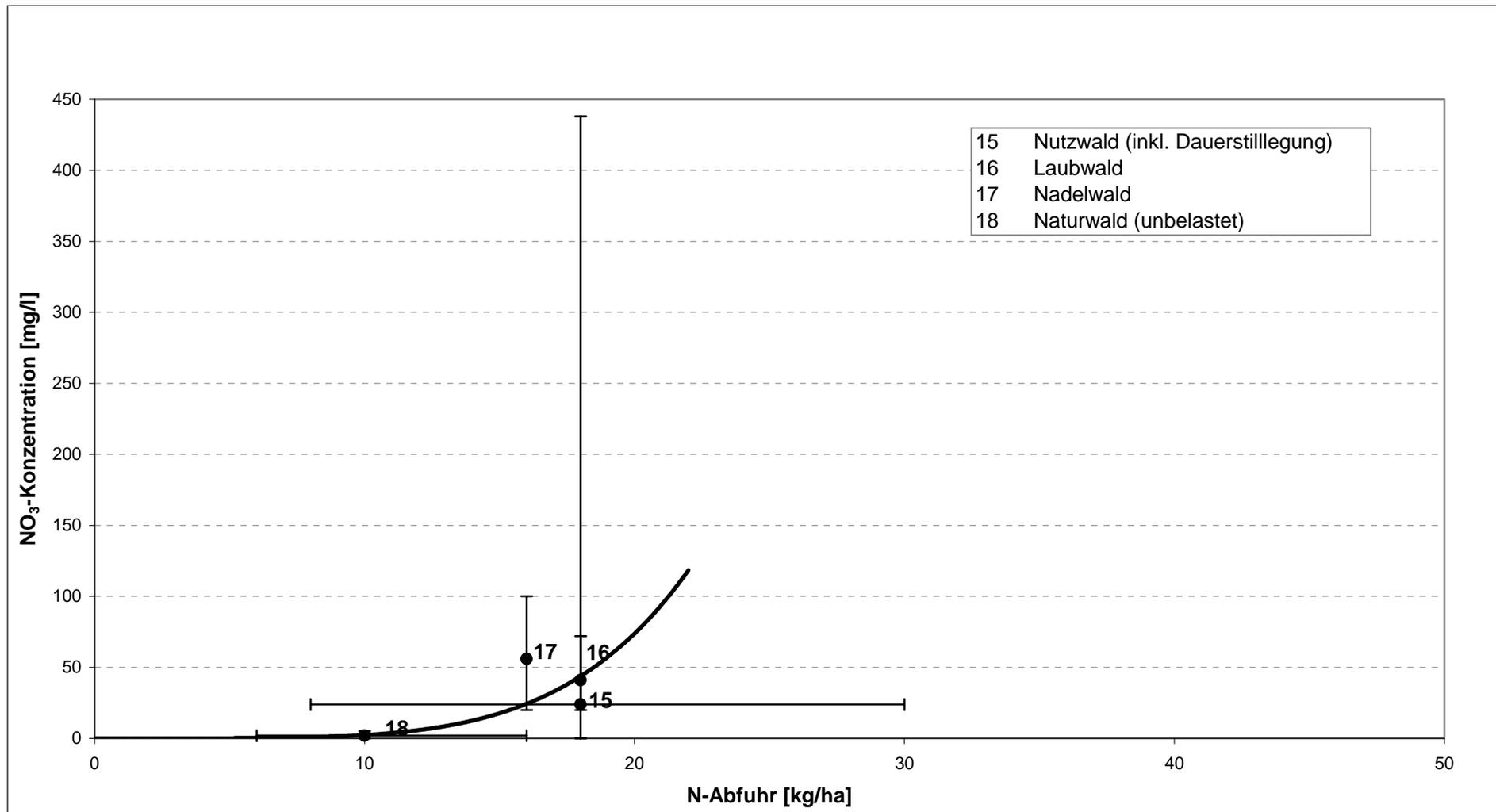


Abb. A 59: Beziehung zwischen N-Abfuhr und der N-Auswaschung bei Wald

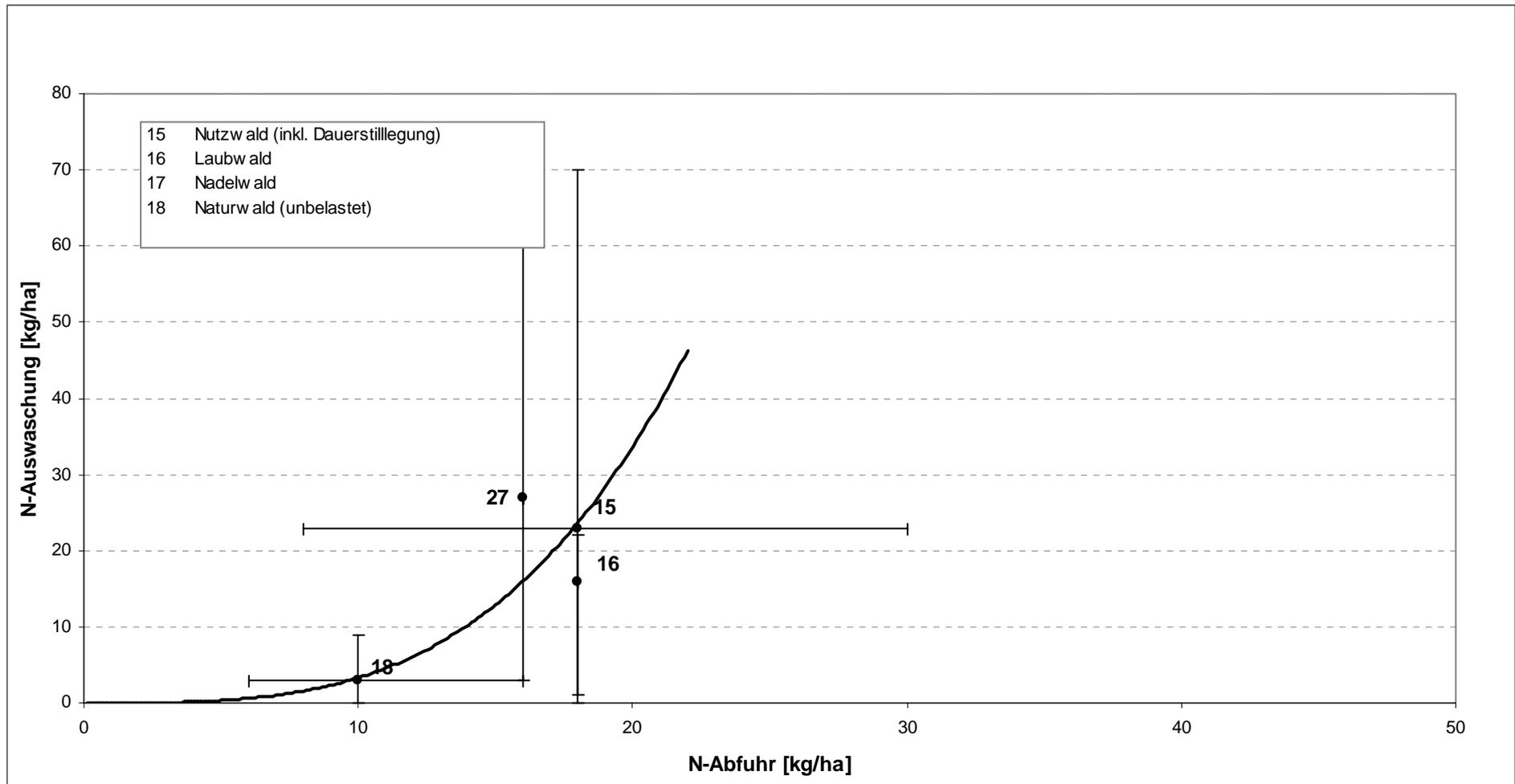


Abb. A 60: Beziehung zwischen N-Saldo und der N-Zufuhr bei Wald

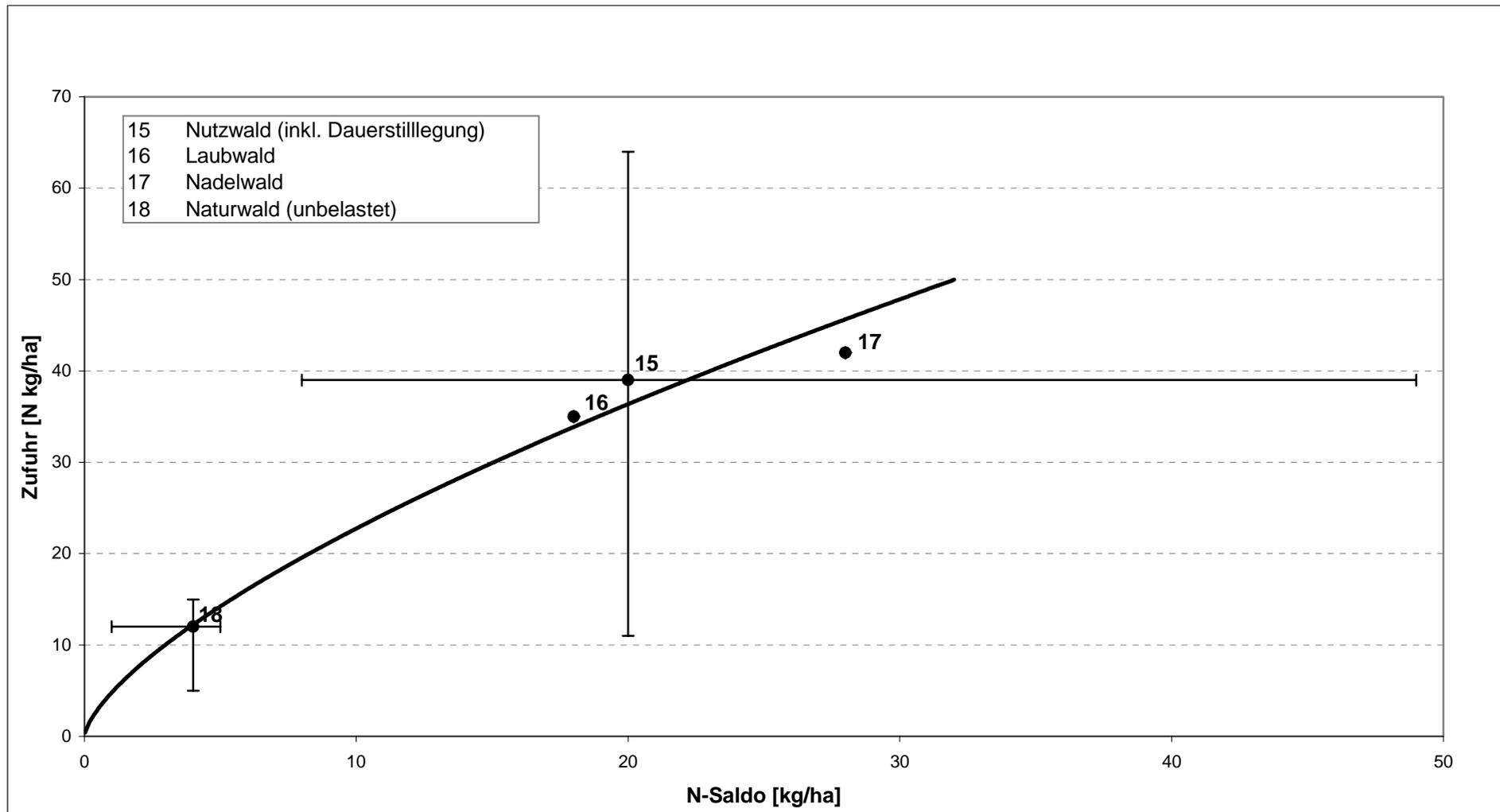


Abb. A 61: Beziehung zwischen N-Saldo und der N-Abfuhr bei Wald

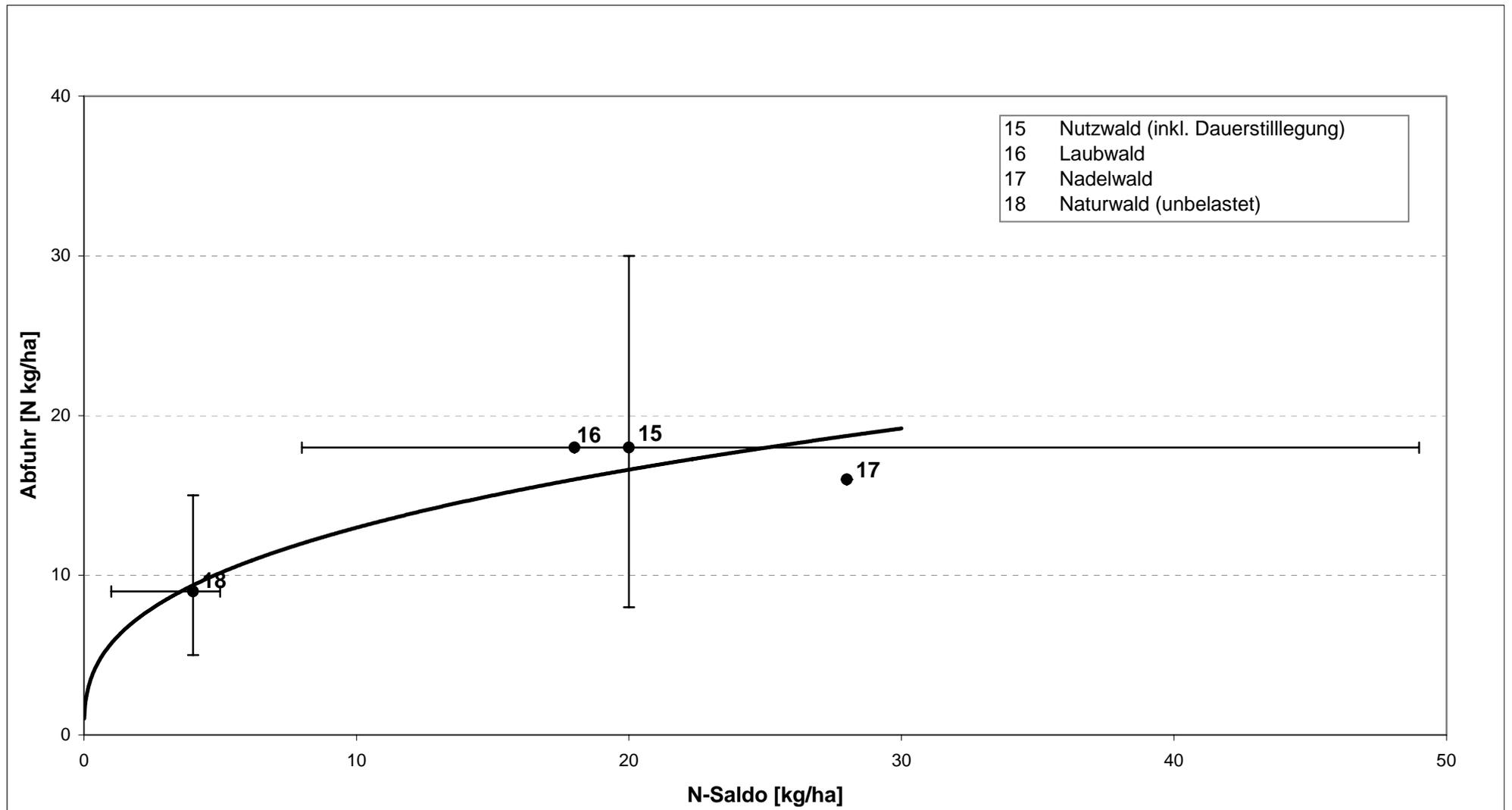


Abb. A 62: Beziehung zwischen N-Saldo und dem N_{\min} -Gehalt bei Wald

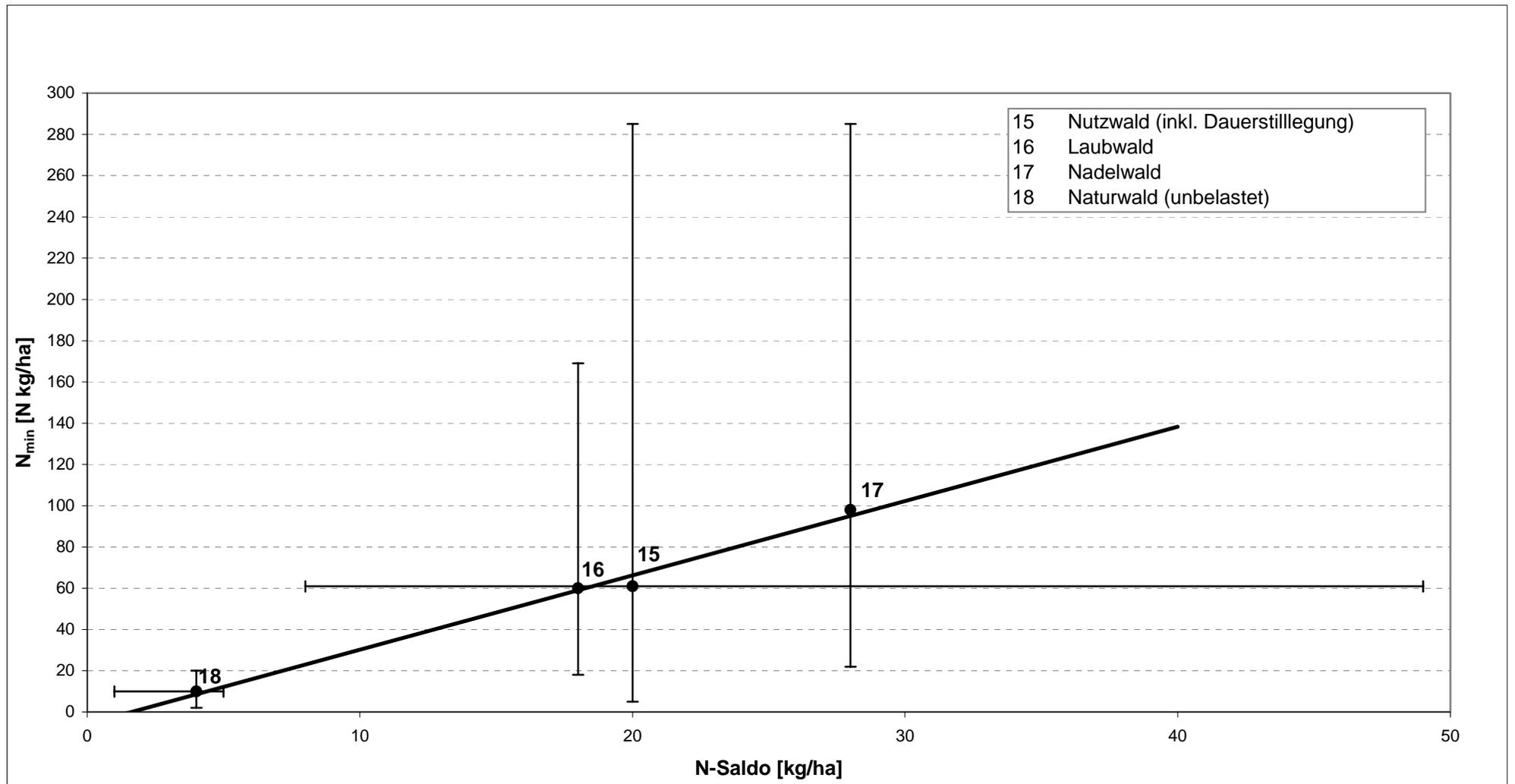


Abb. A 63: Beziehung zwischen N-Saldo und NO₃-Konzentration bei Wald

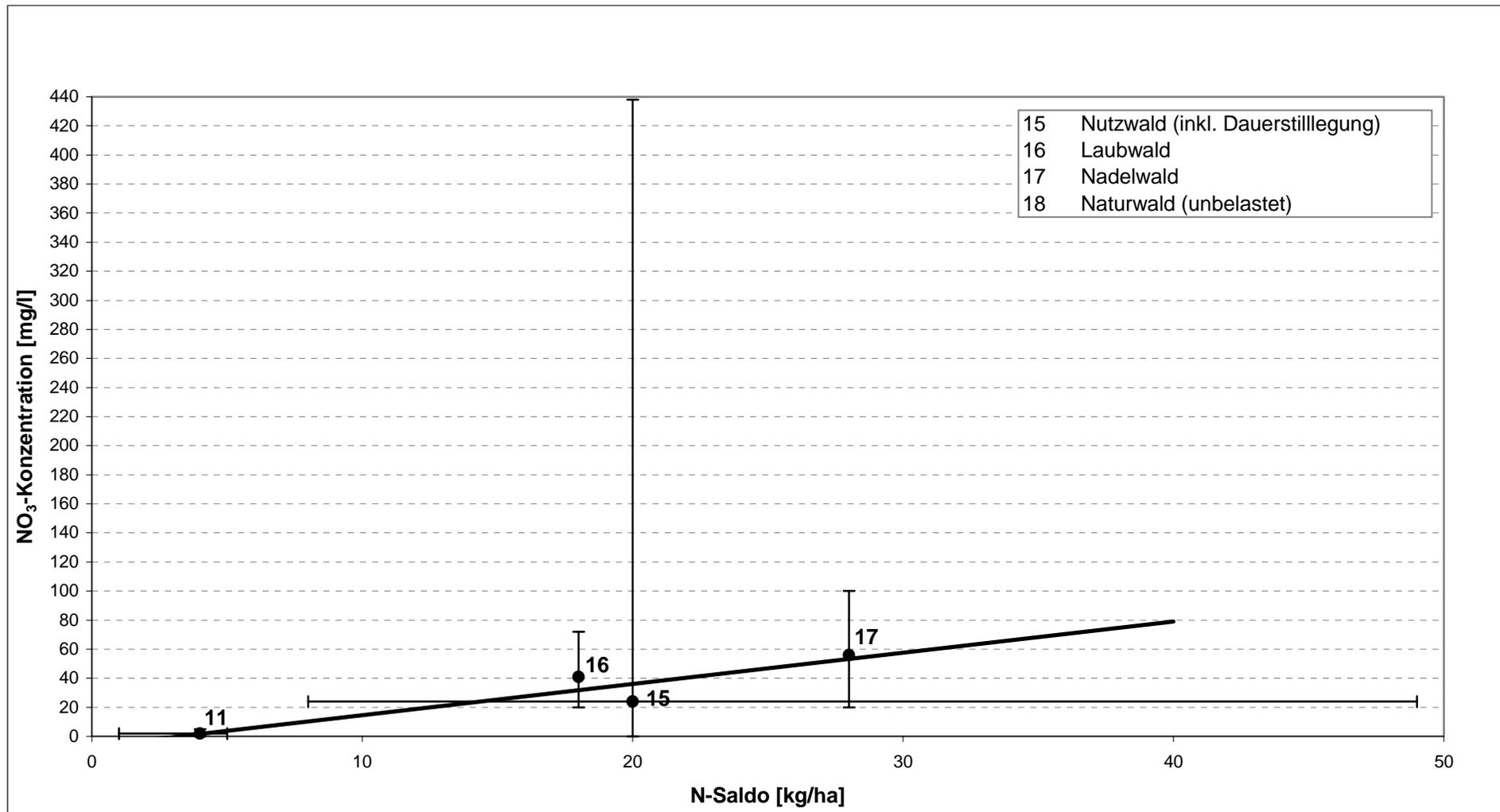


Abb. A 64: Beziehung zwischen N-Saldo und der Auswaschung bei Wald

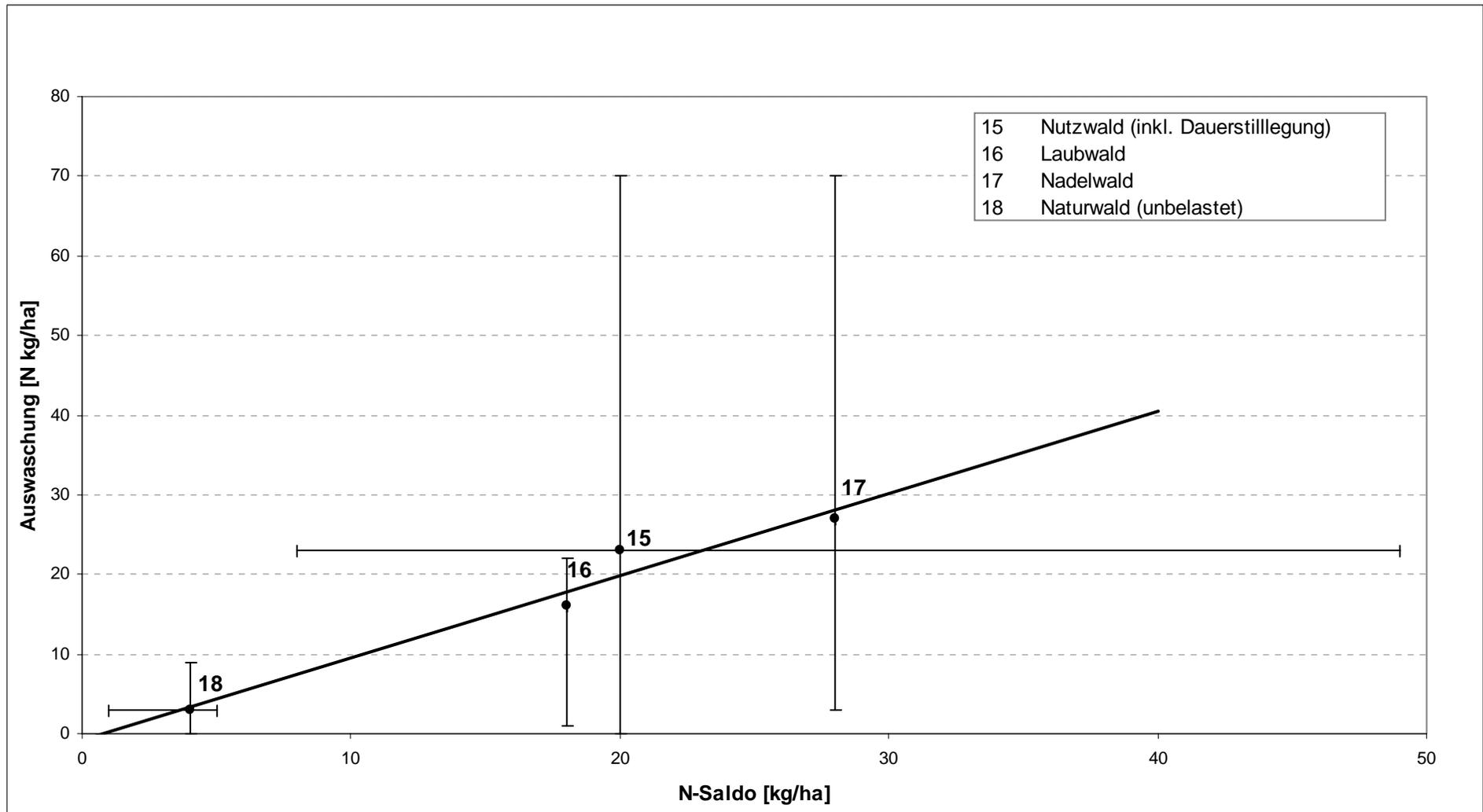


Abb. A 65: Beziehung zwischen N_{\min} und der N-Zufuhr bei Wald

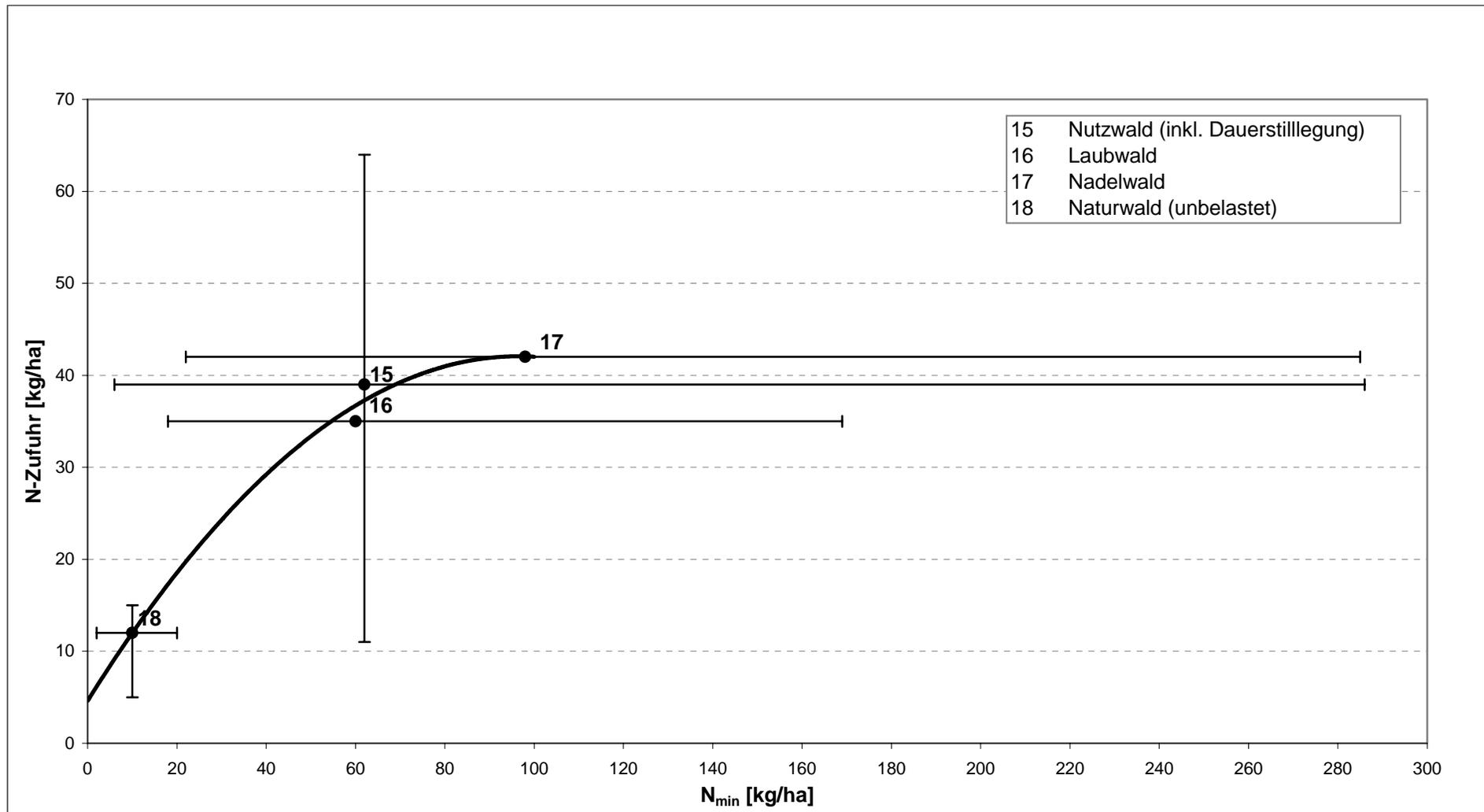


Abb. A 66: Beziehung zwischen N_{\min} und der N-Abfuhr bei Wald

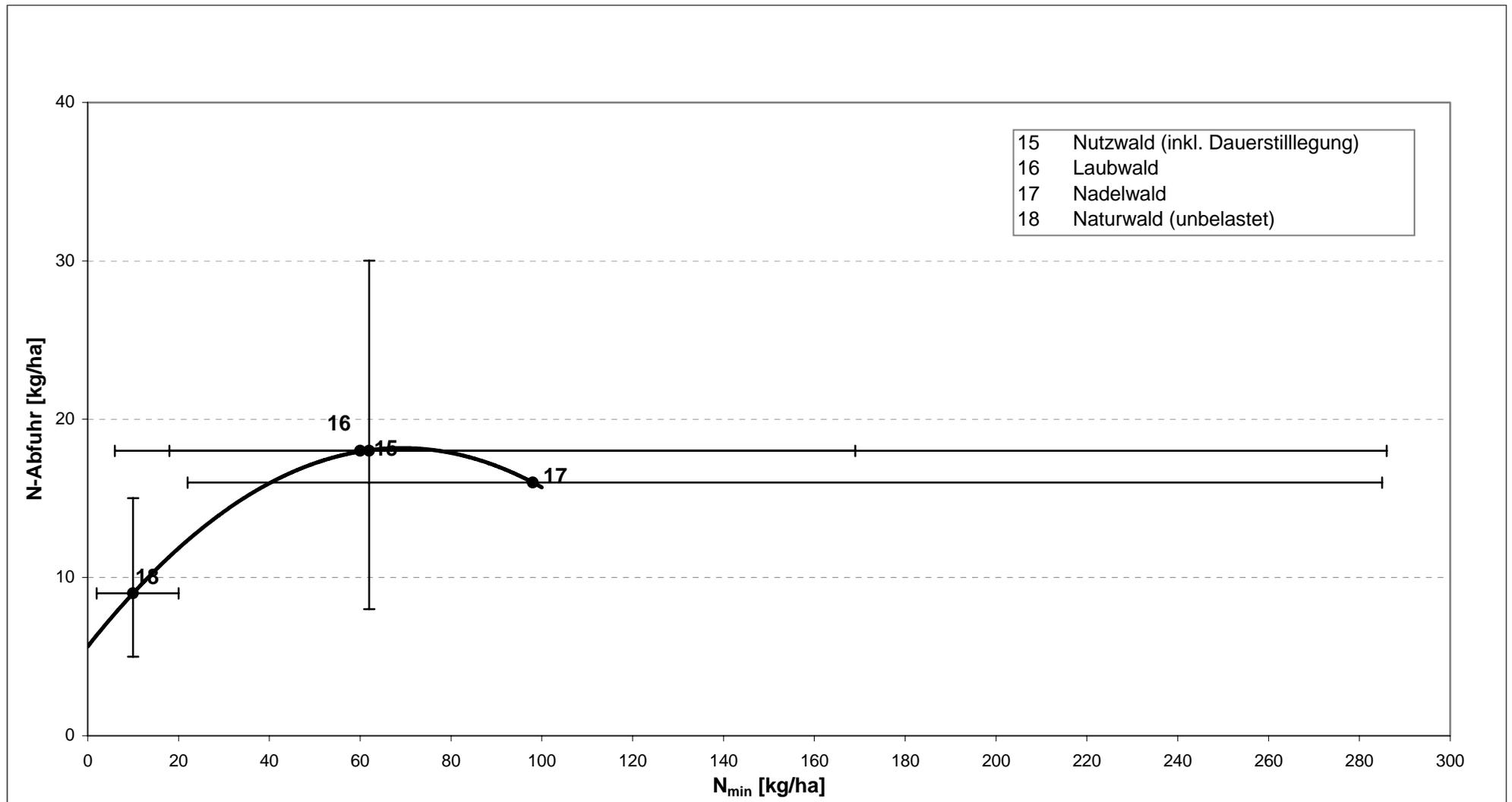


Abb. A 67: Beziehung zwischen N_{\min} und dem N-Saldo bei Wald

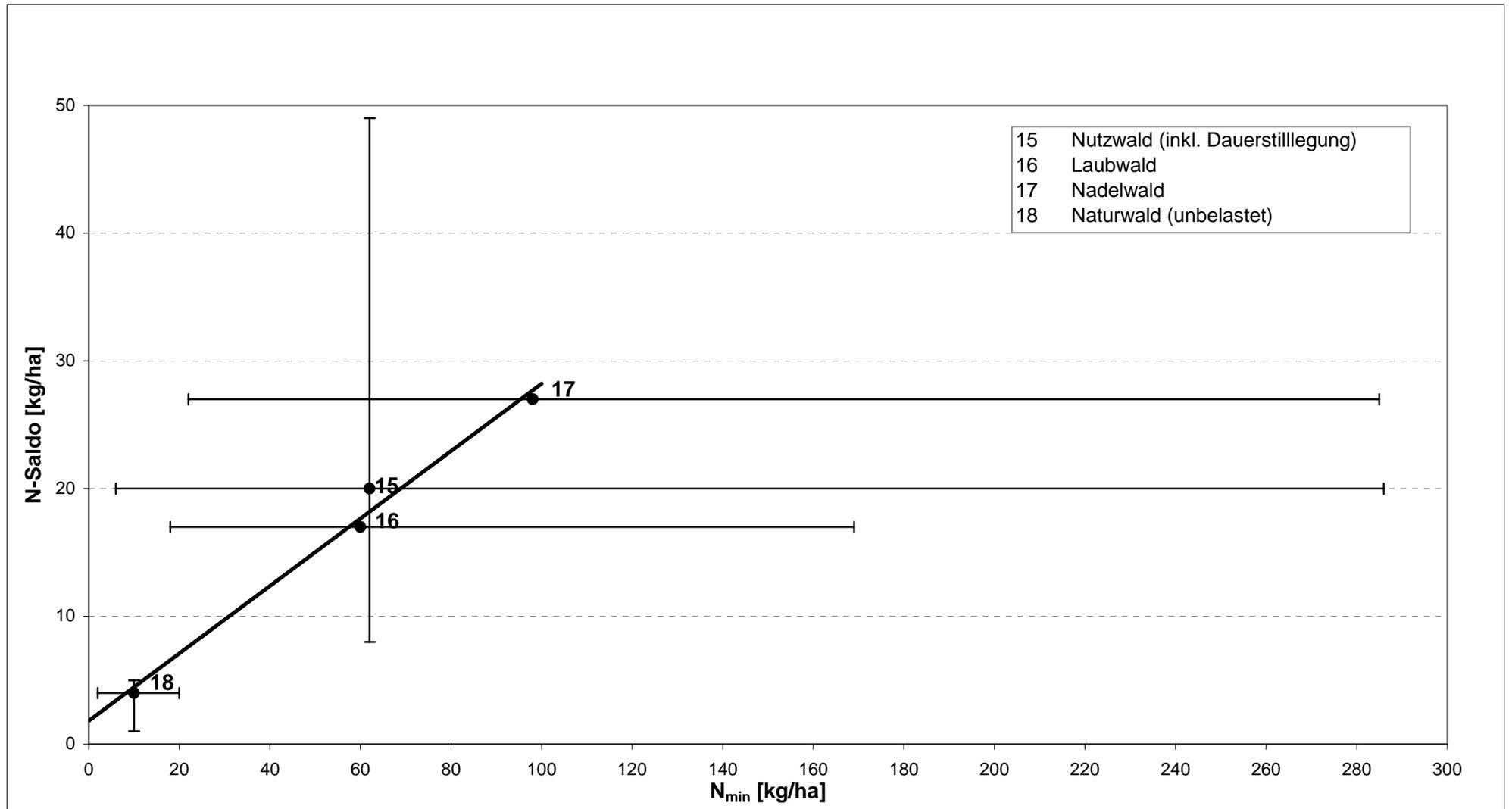


Abb. A 68: Beziehung zwischen N_{\min} und der NO_3 -Konzentration bei Wald

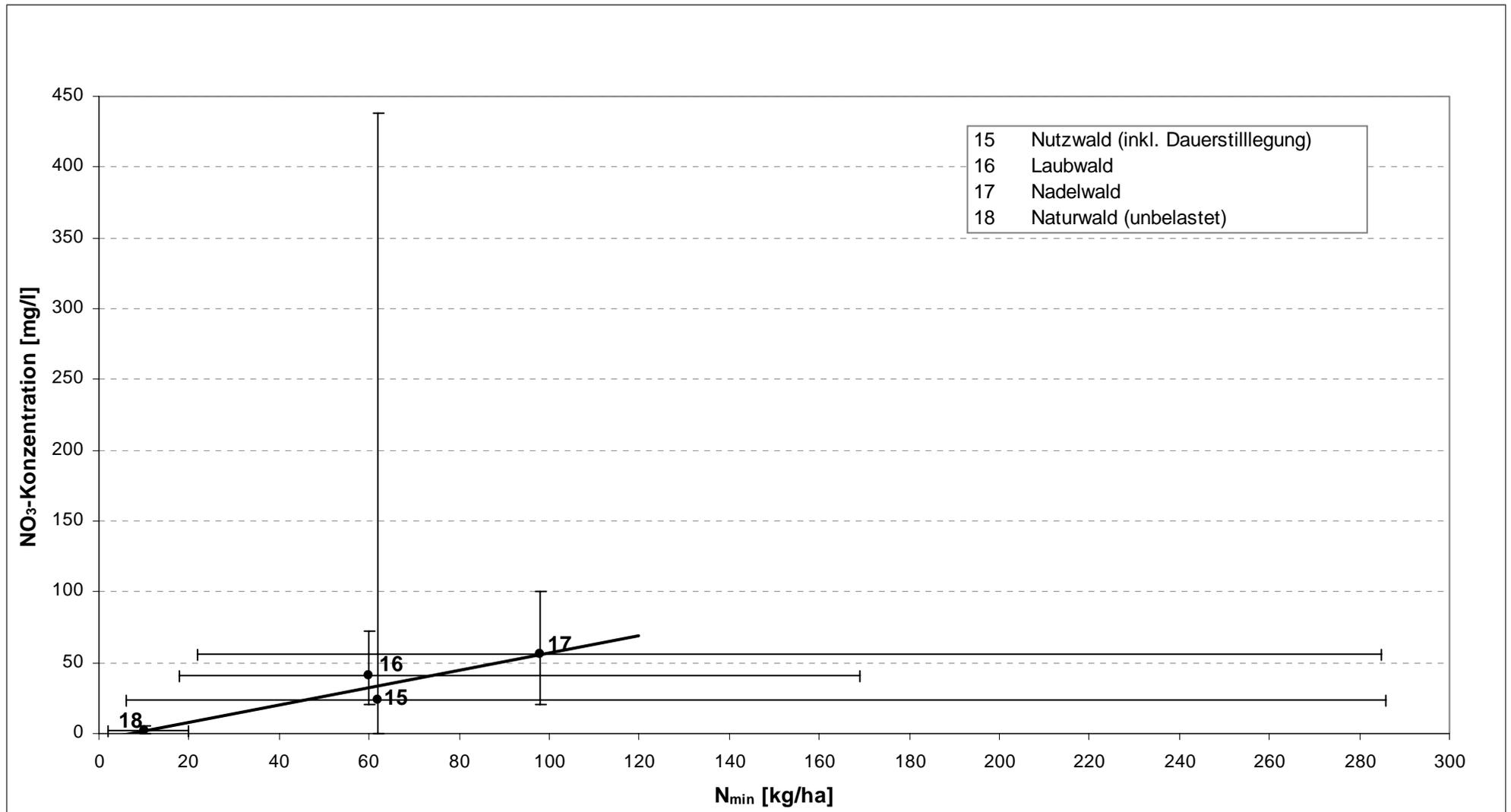


Abb. A 69: Beziehung zwischen N_{\min} und der Auswaschung bei Wald

